รหัสโครงการ 7-715-47-12-47

รายงานการวิจัย

การบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยชุมชนด้วยวิธีทางเคมี

(Application of Chemical Treatment for Landfill Leachate)

ผู้วิจัย

อาจารย์ ดร. บุญชัย วิจิตรเสถียร

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ปีงบประมาณ 2547

ผลงานวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว

กันยายน 2549

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบคุณมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ผู้ให้ทุนอุดหนุนงานวิจัยประจำปีงบประมาณ 2547 เรื่อง การบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยชุมชนด้วยวิธีทางเคมี นอกจากนี้ผู้วิจัยขอขอบคุณผู้ให้การช่วยเหลือและสนับสนุนงานวิจัยทุกท่านที่มิได้กล่าวไว้ในที่นี้

บุญชัย วิจิตรเสถียร

4 กันยายน 2549

บทคัดย่อ

การศึกษานี้ได้ดำเนินการศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีทางกายภาพเคมี ประกอบด้วยสองขั้นตอนหลักคือ การก่อตะกอนในสภาวะกรด และการไล่ก๊าซแอมโมเนียโดยมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาหาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะ ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งในรูปซีโอดีทั้งหมด และในรูปของซีโอดีที่ละลายน้ำ อยู่ในช่วงร้อยละ 35 ถึง 50 ที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที และค่าพีเอชในช่วง 3.5–4.0 สำหรับการกำจัดแอมโมเนียด้วยกระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนีย พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียประมาณร้อยละ 90 ที่ค่าพีเอชในช่วงระหว่าง 11–12 และค่าเกรเดียนต์ความเร็ว เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที โดยใช้ระยะเวลาทำปฏิกิริยาประมาณ 12 ชั่วโมง

Keywords: น้ำชะขยะ; กระบวนการทางกายภาพเคมี; การก่อตะกอนในสภาวะกรด; การไล่ก๊าซแอมโมเนีย

Abstract

This study was conducted to investigate the applicability of physico-chemical processes, known as acid coagulation and ammonia stripping. They were found to achieve removal efficiencies of organic compounds and nitrogen in leachate. Results shown that total COD and filtrated COD removal efficiency were between 35% and 50% at velocity gradient (G) 2,850 s^{-1} with pH between 3.5 and 4.0. Percentage of ammonia removal efficiency was approximately 90% at G 2,850 s^{-1} with pH between 11 and 12 for contact time of 12 hours.

Keywords: leachate; physico-chemical processes; acid-coagulation; ammonia stripping

สารบัญ

		หน้า
กิตติกรรมประกาศ		ก
บทคัดย่อภาษาไทย		ข
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ		ค
สารบัญ		ง
สารบัญตาราง		ฉ
สารบัญรูป		ช
บทที่ 1	**บทนำ**	
	1.1 ความสำคัญของปัญหา	1
	1.2 วัตถุประสงค์	2
	1.3 ขอบเขตของการวิจัย	2
	1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	2
บทที่ 2	**ปริทรรศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง**	
	2.1 บทนำ	3
	2.2 การจัดการของเสียที่ใช้โดยทั่วไป	4
	2.3 หลุมฝังกลบของเสียชุมชน	5
	2.4 น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของเสียชุมชน	6
	2.5 องค์ประกอบและลักษณะของน้ำชะขยะ	6
	2.6 กระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ	11
	2.6.1 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ	12
	2.6.2 กระบวนการบำบัดทางกายภาพ	19
	2.6.3 กระบวนการบำบัดทางเคมี	22
บทที่ 3	**วิธีการดำเนินการวิจัย**	
	3.1 บทนำ	26
	3.2 การดำเนินการทดลอง	27
	3.3 วิธีการวิเคราะห์	28

สารบัญ (ต่อ)

		หน้า
บทที่ 4	**ผลการทดลองและวิจารณ์**	
	4.1 ลักษณะน้ำชะขยะ	29
	4.2 การก่อตะกอนในสภาวะกรด (Acid Coagulation)	29
	4.3 การไล่ก๊าซแอมโมเนีย (Ammonia Stripping)	31
บทที่ 5	**สรุปผลการทดลอง และข้อเสนอแนะ**	
	5.1 สรุปผลการทดลอง	35
	5.2 ข้อเสนอแนะ	35
บรรณานุกรม		36
ภาคผนวก		
	ภาคผนวก ก	43
	ภาคผนวก ข	46
ประวัติผู้วิจัย		

สารบัญตาราง

		หน้า
ตารางที่ 2.1	ลักษณะของน้ำชะขยะในระยะของการเกิดกรดและระยะการเกิดก๊าซมีเทนในหลุมฝังกลบ	7
ตารางที่ 2.2	การเปรียบเทียบลักษณะของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ทำการสำรวจในแถบเอเชีย ยุโรป และ อเมริกา	10
ตารางที่ 2.3	ความสัมพันธ์ระหว่างอายุของหลุมฝังกลบ ลักษณะของน้ำชะขยะและการบำบัด	11
ตารางที่ 2.4	สภาวะในการดำเนินการและสภาพแวดล้อมของกระบวนการไนทริฟิเคชั่น-ดีไนทริฟิเคชั่น	15
ตารางที่ 2.5	ประสิทธิภาพในการบำบัดของแต่ละระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศ	17
ตารางที่ 2.6	ประสิทธิภาพในการบำบัดของแต่ละระบบบำบัดทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ	18
ตารางที่ 2.7	ประสิทธิภาพในการกำจัดของสารมลพิษความเข้มข้นปานกลางถึงสูงโดยใช้ Ultrafiltration, Nanofiltration และ Reverse osmosis	20
ตารางที่ 2.8	ตัวอย่างของประสิทธิภาพของระบบ Reverse osmosis ในการบำบัดน้ำชะขยะในประเทศเยอรมัน	22
ตารางที่ 2.9	ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบแบบกายภาพ-เคมี แบบต่างๆ	25
ตารางที่ 3.1	พารามิเตอร์ และวิธีการวิเคราะห์	28
ตารางที่ 4.1	ลักษณะน้ำชะขยะ	29
ตารางที่ 4.2	ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจน	30

สารบัญรูป

		หน้า
รูปที่ 2.1	ภาพของหลุมฝังกลบโดยทั่วไปที่ออกแบบทางวิศวกรรม	4
รูปที่ 2.2	การเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ที่สำคัญในระยะต่างกันระหว่างการปรับเสถียรของหลุมฝังกลบ	5
รูปที่ 2.3	ความเปลี่ยนแปลงของอัตราส่วนสารมลพิษที่สำคัญเมื่ออายุของหลุมฝังกลบเพิ่มขึ้น	8
รูปที่ 2.4	การบำบัดน้ำชะขยะโดยวิธี Reverse osmosis แบบสองขั้นตอน	21
รูปที่ 3.1	ขั้นตอนกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ	26
รูปที่ 3.2	ขั้นตอนการหาสภาวะที่เหมาะสมในแต่ละกระบวนการ	27
รูปที่ 4.1	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ค่า pH 3.5 – 4.0 ที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็วต่างๆ	30
รูปที่ 4.2	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที ที่ระยะเวลาใน การทำปฏิกิริยาต่างๆ	31
รูปที่ 4.3	ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ค่า pH ต่างๆ	32
รูปที่ 4.4	ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ค่า pH 11 – 12 ที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็วต่างๆ	33
รูปที่ 4.5	ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ค่า pH 11 – 12 และค่าเกรเดียนต์ความเร็ว เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที	33

บทที่ 1
บทนำ

1.1 ความสำคัญของปัญหา

ในปัจจุบันขยะมูลฝอยที่เกิดขึ้นในชุมชนเทศบาลทั่วประเทศมีปริมาณวันละไม่น้อยกว่า 11,000 ตัน โดยวิธีการกำจัดที่ปฏิบัติกันอยู่โดยส่วนใหญ่จะใช้วิธีการกองบนพื้น หรือทิ้งลงในบ่อที่ขุดไว้โดยมิได้มีการกลบทับด้วยดินเหนียว มีชุมชนบางแห่งเท่านั้นที่กำจัดขยะมูลฝอยโดยการฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล การกำจัดขยะมูลฝอยด้วยการกองบนพื้นหรือ การฝังกลบที่ดำเนินกันอยู่ในปัจจุบันนี้ ยังมีปัญหาด้านการจัดการน้ำเสียจากน้ำชะขยะ (Landfill leachate) โดยส่วนใหญ่ยังไม่มีระบบบำบัดน้ำเสีย หรือมีการใช้บ่อผึ่งในการบำบัดน้ำเสีย หรือมีการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (กรมควบคุมมลพิษ, 2543) น้ำเสียจากการฝังกลบหรือจากการกองบนพื้น ที่เกิดขึ้นมีค่าความสกปรกสูงมาก (High COD and nitrogen concentrations) อีกทั้งปริมาณและลักษณะของน้ำเสียไม่แน่นอน ซึ่งขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายอย่างเช่น อายุ, องค์ประกอบของขยะ, สภาพภูมิอากาศ และสภาพภูมิประเทศ เป็นต้น

น้ำชะขยะ (Landfill leachate) ประกอบด้วยสารประกอบอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย (Readily biodegradable organic substances) และสารประกอบอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก (Refractory organic substances) ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจะมีประสิทธิภาพการกำจัดได้ดีเฉพาะสารประกอบอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย และจะมีประสิทธิภาพการกำจัดลดลงเมื่อน้ำเสียมีส่วนประกอบสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากสูงขึ้น และสารที่เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ ซึ่งอาจจะยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (Macro, *et al.*, 1997) ดังนั้นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมี จึงถูกนำมาใช้เพื่อกำจัด และ/หรือลดอัตราภาระบรรทุก (Organic loading) และลดความเป็นพิษ (Toxicity) ก่อนผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพในขั้นต่อไป (Milliot, *et al.*, 1987; Chiang, *et al.*, 1995)

การตกตะกอนด้วยวิธีทางเคมี โดยทั่วไปนิยมใช้สารส้ม ($Al_2(SO_4)_3$ และเฟอร์รัสซัลเฟต ($FeSO_4$) ช่วยในการตกตะกอน (Slater, *et al.*, 1983; Keenan, *et al.*, 1984; Diamadopoulos, 1994) ในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีการตกตะกอนด้วยสารส้ม ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (COD removal) ช่วงระหว่าง 35% ถึง 72% และการกำจัดสี (Color removal) มากกว่า 90% ที่ pH ระหว่าง 5.0 ถึง 5.5 (Diamadopoulos, 1994, Niramon, 1995) จากข้อสังเกตพบว่าน้ำชะขยะที่ประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายอยู่สูง (High BOD) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะอยู่ระหว่าง 10% ถึง 25% ในขณะที่น้ำเสียที่ประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายอยู่ต่ำ (Low BOD)

ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะมากกว่า 50% สำหรับการตกตะกอนด้วยปูนขาว ($Ca(OH)_2$) จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดสี และกลิ่นสูง แต่มีปัญหาในเรื่องปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้น (Graham, 1981)

สำหรับการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน (NH_3-N) โดยวิธีไล่ก๊าซแอมโมเนีย (Ammonia stripping) ซึ่งต้องมีการปรับ pH ของน้ำเสียให้มากกว่า 11 ด้วยปูนขาวหรือโซเดียมไฮดรอกไซด์ พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียสูงกว่า 85% ที่ระยะเวลาเกิดปฏิกิริยา (Contact time) ประมาณ 24 ชั่วโมง (Ozturk, *et al.*, 1999; Kabdasli, *et al.*, 2000)

1.2 วัตถุประสงค์

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาวิธีการบำบัดทางกายภาพเคมีและหาประสิทธิภาพการบำบัดสำหรับน้ำชะขยะ โดยมีวัตถุประสงค์หลักดังนี้

1. เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้วิธีการบำบัดน้ำเสียทางกายภาพเคมีในขั้นต้นสำหรับบำบัดน้ำชะขยะ
2. เพื่อศึกษาปัจจัยที่จำเป็นและเกี่ยวข้องกับการบำบัดน้ำชะขยะในระดับห้องปฏิบัติการ

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

งานวิจัยนี้จะมุ่งเน้นการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียทางเคมีในการบำบัดน้ำชะขยะเป็นหลัก โดยจะศึกษาปัจจัยที่จำเป็นและเกี่ยวข้องกับการบำบัดน้ำชะขยะดังนี้

1. ศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัด เช่นค่าพีเอช, ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา ทั้งในขั้นตอนการกำจัดสารอินทรีย์ และขั้นตอนการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน
2. ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียในรูปของการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

ระบบบำบัดน้ำเสียทางเคมีนี้จะช่วยลดอัตราภาระบรรทุก (Organic loading) และลดความเป็นพิษ (Toxicity) ก่อนผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพในขั้นต่อไป ระบบบำบัดนี้จึงเป็นทางเลือกในการบำบัดน้ำเสียขั้นแรกของน้ำชะขยะมูลฝอย (Landfill leachate) ซึ่งมีความแปรปรวนมากทั้งปริมาณและลักษณะน้ำเสีย ทั้งนี้หน่วยงานของรัฐ เช่นเทศบาล สุขาภิบาล เป็นต้น สามารถนำผลการวิจัยไปใช้ประโยชน์ได้

บทที่ 2
ปริทรรศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 บทนำ

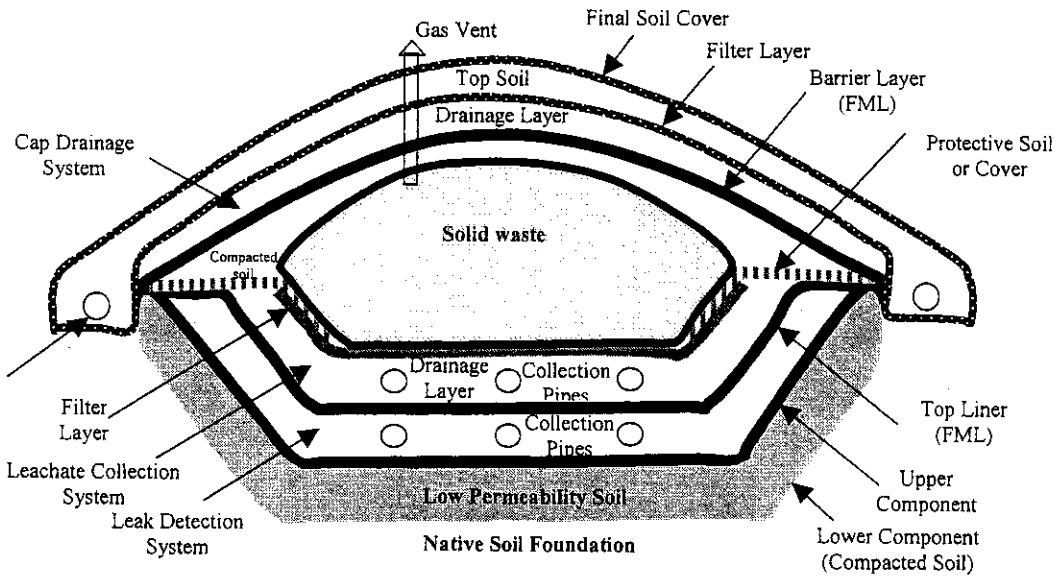
หลุมฝังกลบขยะมีรูปแบบตั้งแต่การทิ้งขยะแบบไม่มีการควบคุม ไปจนถึงฝังกลบทางวิศวกรรมอย่างเต็มรูปแบบพร้อมทั้งมีมาตรฐานที่สูงในการป้องกันสิ่งแวดล้อม ซึ่งหลุมฝังกลบนี้เป็นรูปแบบที่เหมาะสมทางเศรษฐกิจมากที่สุดสำหรับการทิ้งขยะ เมื่อผลกระทบด้านสิ่งแวดล้อม ความเสี่ยงและความไม่สะดวกต่างๆ ถูกทำให้ลดลงโดยการปล่อยให้ขยะได้ย่อยสลายภายใต้สภาวะที่ถูกควบคุม จนกระทั่งมันเข้าสู่สภาวะที่เสถียร (Robinson and Maris, 1983) หลุมฝังกลบหลายแห่งสามารถดำเนินการได้อย่างน่าพอใจอย่างน้อยในระยะหนึ่งของช่วงเวลาทั้งหมดให้อยู่ในสภาวะที่เสถียรและไม่มีผลกระทบที่รุนแรงต่อสิ่งแวดล้อม

สภาพอากาศที่อบอุ่นจะกระตุ้นการเกิดน้ำชะขยะได้อย่างรวดเร็วภายหลังจากการเกิดฝนตก (Lema, *et al.*, 1988) เนื่องจากปริมาณน้ำฝนมีมากเกินกว่าที่จะระเหยได้ในฤดูหนาวและฤดูฝน ดังนั้นการเกิดน้ำชะขยะต้องการการควบคุมและการบำบัดที่มีประสิทธิภาพเพื่อที่จะหลีกเลี่ยงผลกระทบที่จะเกิดขึ้น

การปฏิบัติทั่วไปในการควบคุมการเกิดน้ำชะขยะคือการควบคุมน้ำที่จะซึมเข้าสู่หลุมฝังกลบโดยการบดอัดขยะซึ่งจะช่วยทำให้อัตราการซึมผ่านลดลง หรือทำการออกแบบที่กำบังแบบกั้นน้ำและปลูกพืชในบริเวณโดยรอบ รูปที่ 2.1 แสดงภาพของหลุมฝังกลบที่ถูกออกแบบโดยทางวิศวกรรม ลักษณะของน้ำชะขยะจะถูกควบคุมโดยลักษณะของของเสีย ได้แก่ ความชื้น ค่าพีเอช ค่ารีดอกซ์ อุณหภูมิ และอื่นๆ ซึ่งความชื้นมีความจำเป็นต่อกระบวนการเปลี่ยนแปลงทางชีวภาพในหลุมฝังกลบและการเข้าสภาพคงตัวของหลุมฝัง ซึ่งมักจะเกิดขึ้นเมื่อมีความชื้นไม่เพียงพอ เช่นเดียวกับกระบวนการย่อยสลายที่ขึ้นกับอุณหภูมิ ส่วนค่าพีเอช และค่ารีดอกซ์ เป็นตัวกำหนดสภาวะสำหรับกระบวนการทางชีวภาพและการย่อยสลายที่เกิดขึ้นในแต่ละระดับขั้นในหลุมฝังกลบ ดังนั้นจุลชีพที่เป็นองค์ประกอบอยู่ในหลุมฝังกลบก็มีส่วนช่วยให้หลุมฝังกลบมีความเสถียรมากขึ้น

เมื่อของเสียถูกทิ้งลงสู่หลุมฝังกลบ กระบวนการทำงานโดยจุลชีพจะเริ่มขึ้นภายใต้สภาวะที่เป็นกรด กระบวนการดึงน้ำออกและการหมักโดยจุลชีพ จะทำให้เกิดการชะของเสียในขั้นของการเกิดกรดจากการหมัก ผลผลิตหลักที่ได้จากการหมักได้แก่ กรดอินทรีย์ แอลกอฮอล์ แอมโมเนีย คาร์บอนไดออกไซด์ และสารประกอบที่มีมวลโมเลกุลต่ำ กระบวนการนี้จะเกิดที่ค่าพีเอชต่ำๆ (โดยทั่วไปประมาณ 5) และจะกระตุ้นให้ภายในหลุมฝังกลบมีความชื้นมากขึ้น เมื่อเวลาผ่านไปจะเข้าสู่ขั้นของการเกิดก๊าซมีเทนจากการหมัก ซึ่งน้ำชะขยะที่เกิดในขั้นตอนนี้จะมีค่าพีเอชเป็นกลาง

และมีสารประกอบอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากอยู่ปานกลาง ซึ่งจะถูกหมักต่อไปเพื่อกลายเป็นก๊าซมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซอื่นๆในท้ายที่สุด (Harmsen, 1983; Farquhar, 1989)



รูปที่ 2.1 ภาพของหลุมฝังกลบโดยทั่วไปที่ออกแบบทางวิศวกรรม

2.2 การจัดการของเสียที่ใช้โดยทั่วไป

องค์ประกอบที่สำคัญในการจัดการของเสียคือความปลอดภัยและเชื่อถือได้ในระยะยาว ขยะชุมชนจะประกอบด้วยของเสียที่เป็นพวกสารอนินทรีย์ เช่นกล่อง ขวด แก้ว ใบปลิวโฆษณา เครื่องใช้ในบ้าน เครื่องนุ่งห่ม เศษอาหาร หนังสือพิมพ์ เครื่องใช้ไฟฟ้า และของเสียที่เป็นพวกสารอินทรีย์ ดังนั้นการจัดการของเสียจึงมีวิธีที่แตกต่างกันไป ซึ่งวิธีที่ใช้กันอยู่ทั่วไปมีดังนี้

(ก) ลดการใช้วัตถุดิบที่มากเกินความจำเป็นเพื่อที่จะทำให้เกิดของเสียปริมาณน้อยที่สุด

(ข) เพิ่มการนำกลับมาใช้ใหม่โดยให้ผู้ผลิตมีความรับผิดชอบมากขึ้น

(ค) การเผาทำลาย

(ง) การหมักทำปุ๋ย

(จ) การฝังกลบ และอื่นๆ

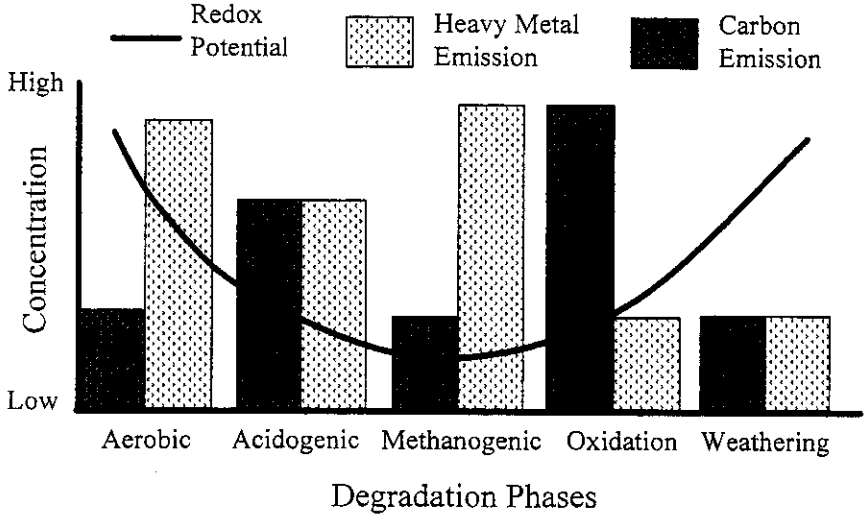
การฝังกลบหรือการทิ้งบนพื้นดินเป็นวิธีการทิ้งของเสียที่ใช้กันมากที่สุดในปัจจุบัน วิธีนี้เป็นวิธีที่คุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์และรับได้ในด้านสิ่งแวดล้อมแม้ว่าจะมีการดำเนินการลดปริมาณ

ของเสีย นำกลับมาใช้ใหม่ และ การใช้เทคโนโลยีใหม่ที่ถูกพัฒนาขึ้นมา การฝังกลบของเสียก็ยังคงเป็นส่วนประกอบที่สำคัญในการวางแผนการจัดการของเสีย

สิ่งที่ต้องคำนึงถึงในการฝังกลบนั้น ได้แก่ (1) การควบคุมก๊าซที่อาจจะเคลื่อนที่ออกจากบริเวณฝังกลบ ซึ่งจะมีแนวโน้มทำให้เกิดกลิ่นและเกิดอันตรายได้ (2) ผลกระทบที่เกิดจากการไม่ควบคุมก๊าซจากหลุมฝังกลบคือทำให้ก๊าซเรือนกระจกถูกปล่อยออกสู่ชั้นบรรยากาศ (3) การปล่อยน้ำชะขยะโดยไม่มีการควบคุมอาจทำให้เกิดการปนเปื้อนไปสู่น้ำใต้ดินหรือแหล่งน้ำผิวดินได้ (4) การวางไข่และแพร่พันธุ์ของพาหะนำเชื้อโรคในหลุมฝังกลบที่ไม่มีการจัดการที่ดี (5) ผลกระทบต่อสุขภาพและสิ่งแวดล้อมมีความสัมพันธ์กับการเกิดของก๊าซที่มีจากของเสียอันตราย เป็นต้น

2.3 หลุมฝังกลบของเสียชุมชน

ในหลุมฝังกลบของเสียชุมชนนั้น ส่วนประกอบของของเสียที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพจะถูกเปลี่ยนรูปไป เริ่มด้วยกระบวนการไฮโดรไลซิลโดยการเปลี่ยน Intermediate substrates ซึ่งมีส่วนช่วยในกระบวนการเกิดกรดและผลผลิตที่ถูกนำไปใช้เป็นประโยชน์เพื่อเป็นสารตั้งต้นในการเกิดก๊าซชีวภาพในระหว่างกระบวนการเกิดก๊าซมีเทน (Pohland and Harper, 1985; Pohland and Kim, 1999) รูปที่ 2.2 แสดงให้เห็นถึงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของพารามิเตอร์ที่สำคัญในห้าขั้นของการย่อยสลาย



รูปที่ 2.2 การเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ที่สำคัญในระยะต่างกันระหว่างการปรับเสถียรของหลุมฝังกลบ (Pohland and Harper, 1985)

แนวโน้มในขั้นตอนการย่อยสลายอาจจะไม่เป็นไปในทางเดียวกันตลอดทั่วหลุมฝังกลบเนื่องจากในแต่ละพื้นที่ของหลุมฝังกลบจะได้รับอิทธิพลจากลำดับการย่อยสลายที่ต่างกัน ดังนั้น น้ำชะขยะที่ออกมาก็เป็นการผสมกันของผลผลิตจากจุลชีพต่างชนิดกันและกระบวนการทางเคมีกายภาพต่างๆ ที่เกิดขึ้นในหลุมฝังกลบ

2.4 น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของเสียชุมชน

น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงที่มาจากการซึมของน้ำฝนและความชื้นผ่านของเสียในหลุมฝังกลบ และน้ำชะขยะนั้นเป็นตัวกลางในการดูดซับสารอาหารและสารปนเปื้อนจากของเสียซึ่งก่อให้เกิดอันตรายต่อแหล่งน้ำที่รองรับ ในน้ำชะขยะจะมีสารหลายชนิดขึ้นอยู่กับชนิดของของเสียที่ถูกทิ้งลงไปในหลุมฝังกลบซึ่งอาจมีอันตรายถึงชีวิตหรือสามารถเปลี่ยนแปลงระบบนิเวศของแหล่งน้ำได้ หากไม่ได้รับการบำบัด

การซึมของน้ำชะขยะผ่านดินหรืออาจเข้าสู่แหล่งน้ำใต้ดิน จะขึ้นอยู่กับลักษณะทางภูมิศาสตร์และธรณีวิทยาของสถานที่ตั้งของหลุมฝังกลบ แม้ว่าบางส่วนของสารปนเปื้อนในน้ำชะขยะจะถูกกำจัดภายในดินโดยวิธีทางธรรมชาติแต่เมื่อเกิดการปนเปื้อนไปสู่น้ำใต้ดินแล้วนั้นก็สามารถก่อให้เกิดอันตรายได้เนื่องจากแหล่งน้ำเพื่อใช้ในการอุปโภคอาจได้รับผลกระทบ

วิธีที่ง่ายที่สุดในการบำบัดน้ำชะขยะคือปล่อยลงสู่ท่อน้ำทิ้งสาธารณะ อย่างไรก็ตามเนื่องจากลักษณะของน้ำชะขยะและน้ำเสียชุมชนมีความแตกต่างกัน ปริมาณของน้ำชะขยะที่ปล่อยจึงต้องถูกจำกัด อันเนื่องมาจากลักษณะของน้ำชะขยะ จึงมีความจำเป็นที่จะต้องทำการบำบัดเบื้องต้นก่อนที่จะปล่อยลงสู่ระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อป้องกันไม่ให้ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศหรือทำให้เกิดปัญหาในการดำเนินงานและบำรุงรักษาของระบบบำบัด ในการวางแผนการบำบัดน้ำชะขยะนั้นจำเป็นต้องคำนึงว่าน้ำที่จะถูกปล่อยออกมานั้นต้องมีค่าความสกปรกไม่เกินมาตรฐานน้ำทิ้ง

2.5 องค์ประกอบและลักษณะของน้ำชะขยะ

หลุมฝังกลบในช่วง 5 ปีแรกจะอยู่ในสภาวะเป็นกรดและน้ำชะขยะที่เกิดขึ้นจะเป็นน้ำชะขยะแบบอายุน้อย หรือมีคาร์บอนเป็นหลักเนื่องจากมีปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอนอยู่ในปริมาณสูง สำหรับหลุมฝังกลบที่มีอายุมากกว่า 10 ปีขึ้นไปจะเปลี่ยนไปอยู่ในสภาวะที่มีก๊าซมีเทนและน้ำชะขยะที่เกิดขึ้นจะเป็นน้ำชะขยะแบบอายุมาก หรือมีไนโตรเจนเป็นหลัก (Mavinic, 1998) ตารางที่ 2.1 แสดงค่าของพารามิเตอร์ต่างๆ ของน้ำชะขยะในระยะของการเกิดกรดและระยะการเกิดก๊าซมีเทน

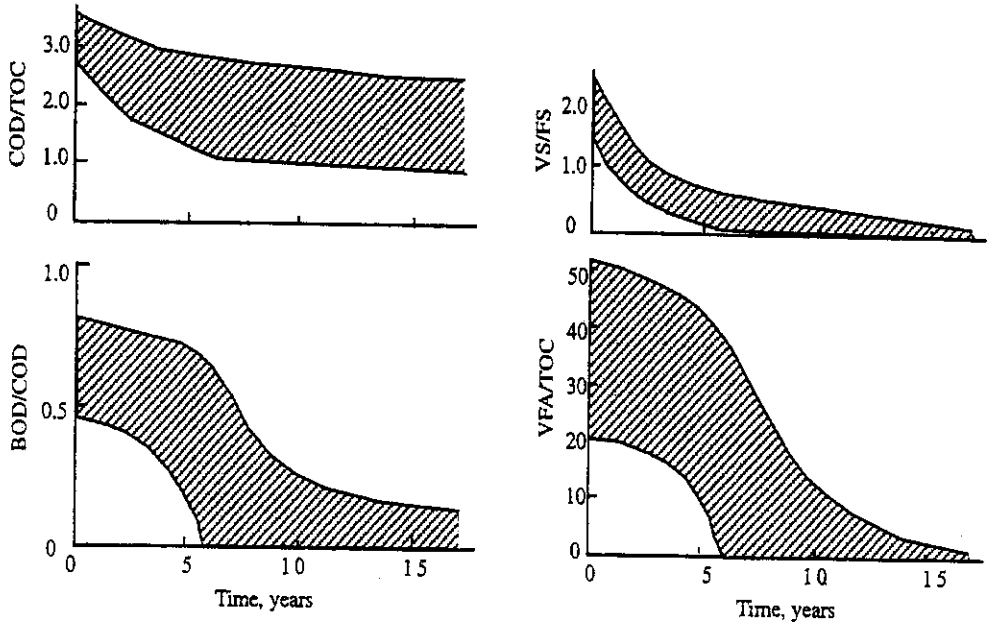
ตารางที่ 2.1 ลักษณะของน้ำชะขยะในระยะของการเกิดกรดและระยะการเกิดก๊าซมีเทนในหลุมฝังกลบ (Ehrig, 1998)

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่าเฉลี่ย	ช่วง
ระยะการเกิดกรด			
pH		6.1	4.5 ถึง 7.5
BOD_5	mg/L	13,000	4,000 ถึง 40,000
COD	mg/L	22,000	6,000 ถึง 60,000
BOD_5/COD	-	0.58	-
SO_4	mg/L	500	70 ถึง 1,750
Ca	mg/L	1,200	10 ถึง 2,500
Mg	mg/L	470	50 ถึง 1,150
Fe	mg/L	780	20 ถึง 2,100
Mn	mg/L	25	0.3 ถึง 65
Zn	mg/L	5	0.1 ถึง 120
ระยะการเกิดก๊าซมีเทน			
pH		8	7.5 ถึง 9
BOD_5	mg/L	180	20 ถึง 550
COD	mg/L	3,000	500 ถึง 4,500
BOD_5/COD	-	0.06	-
SO_4	mg/L	80	10 ถึง 420
Ca	mg/L	60	20 ถึง 600
Mg	mg/L	180	40 ถึง 350
Fe	mg/L	15	3 ถึง 280
Mn	mg/L	0.7	0.03 ถึง 45
Zn	mg/L	0.6	0.03 ถึง 4

องค์ประกอบและลักษณะของน้ำชะขยะสามารถแปรเปลี่ยนไปได้ตามปัจจัยต่างๆ ซึ่งสามารถจำแนกได้เป็น 4 ปัจจัยหลัก ได้แก่ ของเสีย (ชนิดของของเสีย ความสามารถในการย่อยสลาย และความเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาล), สภาพแวดล้อมของหลุมฝังกลบ (ระยะของการย่อยสลาย

ความชื้น อุณหภูมิ และอื่นๆ), เทคนิคในการฝังกลบ (การบดอัด, การปิดคลุม, ความสูงของชั้นฝังกลบ และอื่นๆ) และการเก็บตัวอย่าง (วิธีการวิเคราะห์ และตำแหน่งของการเก็บตัวอย่าง)

ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อคุณสมบัติของน้ำชะขยะมีความสัมพันธ์และกระทบต่อลักษณะของน้ำชะขยะโดยรวม ซึ่งการเปลี่ยนแปลงของค่าของอัตราส่วนระหว่าง BOD/COD, COD/TOC, VS/FS และ VFA/TOC นั้นจะขึ้นอยู่กับอายุของหลุมฝังกลบเป็นสำคัญ (Chian and DeWalle, 1976; Kylefors, 1997) รูปที่ 2.3 แสดงให้เห็นถึงแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบเมื่อระยะเวลาผ่านไป ในช่วงระยะแรก หลุมฝังกลบจะเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้อากาศ จนเมื่อระยะเวลาผ่านไป จุลชีพที่อยู่ในหลุมฝังกลบจะเริ่มย่อยสารอินทรีย์ต่างๆ ให้ไปเป็นสารประกอบอนินทรีย์ และเมื่อเข้าสู่ภาวะไร้ออกซิเจน ค่าของ COD จะสูงขึ้นทำให้อัตราส่วนระหว่าง BOD/COD มีค่าลดลง การลดลงของค่าอัตราส่วนนี้สามารถบ่งชี้การเปลี่ยนแปลงในของการย่อยสลายทางชีวภาพของน้ำชะขยะเมื่อเวลาผ่านไป สำหรับหลุมฝังกลบที่มีอายุน้อยนั้น ค่าอัตราส่วนนี้จะมีค่าประมาณ 0.5-0.8 และจะมีค่าลดลงเกือบเท่ากับ 0.1 เมื่อเวลาผ่านไป ซึ่งสาเหตุของอัตราการย่อยสลายที่ลดลงเมื่อเวลาผ่านไปอาจเนื่องมาจากการเพิ่มขึ้นของกรดฮิวมิค (Humic acid) และกรดฟลูอิก (Fluvic acid)



รูปที่ 2.3 ความเปลี่ยนแปลงของอัตราส่วนสารมลพิษที่สำคัญเมื่ออายุของหลุมฝังกลบเพิ่มขึ้น (Chian and DeWalle, 1976)

ค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียจะแปรผันตามอายุของหลุมฝังกลบเช่นกัน น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุน้อยจะมีค่าความเข้มข้นของ COD อยู่ในปริมาณที่สูง (> 5,000 mg/L) และมีค่าความเข้มข้นของไนโตรเจนอยู่ในปริมาณน้อย (< 400 mg-N/L) ส่วนน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมากจะมีค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียอยู่ในปริมาณที่สูง (> 400 mg-N/L) เช่นเดียวกับค่าความเข้มข้นของสารประกอบที่สลายตัวยากและมีสัดส่วนของสารประกอบอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ต่ำ ($BOD_5/COD = 0.1$)

หลุมฝังกลบของเสียชุมชนในเอเชีย (ยกเว้นประเทศญี่ปุ่น) จะมีปริมาณของของเสียอินทรีย์อยู่ประมาณ 60 ถึง 90 % และพลาสติกประมาณ 3 ถึง 18 % (Agamuthu, 1999) ตารางที่ 2.2 แสดงผลจากการสำรวจลักษณะของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบในโซนเอเชียรวมทั้งประเทศไทย ยุโรป และ อเมริกา ซึ่งลักษณะของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบจะมีความแตกต่างกันไปในแต่ละที่ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของของเสีย สถานที่ตั้งของหลุมฝังกลบ และ สภาพอากาศของพื้นที่นั้น โดยทั่วไปแล้วนั้น ค่าความเข้มข้นของ BOD และ COD จะลดลงเมื่ออายุของหลุมฝังกลบเพิ่มขึ้น

ตารางที่ 2.3 แสดงให้เห็นถึงลักษณะทั่วไปของน้ำชะขยะตามอายุและการบำบัดที่เหมาะสมในแง่ของการย่อยสลาย การเปลี่ยนสถานภาพ และการปรับเสถียรของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ การบำบัดทางชีวภาพจะเหมาะสมกับหลุมฝังกลบที่มีอายุน้อยเนื่องจากมีอินทรีย์สารอยู่ในปริมาณสูงมาก ส่วนการบำบัดทางกายภาพและเคมีนั้นเหมาะสำหรับหลุมฝังกลบที่มีอายุมาก แต่อย่างไรก็ตามการบำบัดด้วยวิธีใดวิธีหนึ่งเพียงอย่างเดียวไม่สามารถแก้ปัญหาในระยะยาวได้เนื่องจากระบบเหล่านั้นจะไม่มีประสิทธิภาพเต็มที่ในการบำบัดน้ำชะขยะที่เกิดจากช่วงเวลาที่แตกต่างไป และระบบจะไม่สามารถปรับเปลี่ยนได้ตามลักษณะของน้ำชะขยะที่เปลี่ยนไป

ตารางที่ 2.2 แสดงการเปรียบเทียบลักษณะของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ทำการสำรวจในแถบเอเชีย ยุโรป และ อเมริกา

Parameter	Thailand[1,2]					Malaysia[3]			HongKong[4]		USA[5]			Europe[6]
	Phitsanuklok	Pathumthani	Nakhonpathom	Pathumthani	On-Nutch	Air Hitam	Sabak Bernam	Taman Beringin						
Years in operation	1	3	4	9	20	5	7	16	6	10	1	5	16	-
Alkalinity	300-4,700	918-4,250	960-2,740	6,620	-	1,540-9,000	1,200-1,550	3,750-9,375	10,700-11,700	3,230-4,940	800-4,000	5,810	2,250	300-11,500
pH	7.1-8.3	8.2-8.9	8.2-8.5	8.1	7.5	7.6-8.8	8.0-801	7.8-8.7	8.1-8.6	7.6-8.1	5.2-6.4	6.3	-	5.3-8.5
Chloride	-	1,220-5,545	655-2,200	2,530	-	1,625-3,200	420-1,820	875-2,875	2,320-2,740	522-853	600-800	1,330	70	-
SS	1,950	29-110	8.4-15.7	12.5	488	410-1,250	111-920	420-1,150	40-53	3-124	-	-	-	-
TS	6,700	350-1,598	274-1,200	848	11,320	13,930-15,380	-	10,300-13,680	-	-	100-700	-	-	-
COD	4,900-11,000	1,488-3,200	800-3,575	3,200	1,200	1,724-7,038	1,250-2,570	1,960-5,500	2,460-2,830	641-873	10,000-40,000	8,000	400	150-100,000
BOD	3,000-7,150	198-260	100-240	280	130	1,120-1,800	726-1,210	562-1,990	-	-	7,500-28,000	4,000	80	100-90,000
TKN	-	240-452	64-1,260	1,256	700	131-930	-	104-1,014	2,219-2,860	889-1,180	-	-	-	50-5,000
NH_3-N	150-1,250	-	-	-	-	2-32	3-8	2-47	1,190-2,700	784-1,156	56-482	-	-	1-1500
Ni	0.02-1.56	0.01-0.42	0.1	0.25	0.035	0.13-0.95	-	0-0.6	-	-	-	-	-	0.02-2.05
Cd	0.037	0.02	0.001	0.002	-	0-0.23	0-0.001	0-0.15	-	-	-	<0.05	<0.05	0.14
Pb	0.03-0.45	0.07	0.05	-	0.52	0-5.37	0-0.03	0-3.45	-	-	-	0.5	1.0	1.02
Cr	-	0.01-0.52	0.08-2.9	0.07	-	0.24-0.94	-	0.04-0.70	-	-	-	-	-	0.03-1.60
Hg	0.50-1.70	-	-	-	0.684	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05

Note: All data with the exception of pH values are in mg/L.

1. กรมควบคุมมลพิษ, 2543 3. Agamuthu, 1999 5. Qasim and Chiang, 1994

2. Sivapornpun, 2000 4. Robinson and Luo, 1991 6. Andreottola and Cannas, 1992

ตารางที่ 2.3 ความสัมพันธ์ระหว่างอายุของหลุมฝังกลบ ลักษณะของน้ำชะขยะและการบำบัด (Amokrane, *et al.*, 1997)

อายุของหลุมฝังกลบ (ปี)	< 5 (น้อย)	5 ถึง 10 (ปานกลาง)	> 10 (มาก)
Leachate Type	I (biodegradable)	II (intermediate)	III (stabilized)
pH	< 6.5	6.5 to 7.5	> 7.5
COD (mg/L)	> 10,000	< 10,000	< 5,000
COD/TOC	< 2.7	2.0 to 2.7	> 2.0
BOD_5/COD	< 0.5	0.1 to 0.5	< 0.1
VFA (% TOC)	> 70	5 to 30	< 5
กระบวนการ	ประสิทธิภาพในการบำบัด		
Biological Treatment	Good	Fair	Poor
Chemical Oxidation	Fair-poor	Fair	Fair
Chemical Precipitation	Fair-poor	Fair	Poor
Activated Carbon	Fair-poor	Good-fair	Good
Coagulation-flocculation	Fair-poor	Good-fair	Good
Reverse Osmosis	Fair	Good	Good

2.6 กระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ

หลุมฝังกลบขยะส่วนมากจะไม่มีระบบการบำบัดน้ำชะขยะที่เหมาะสม แม้จะมีการนำวิธีบำบัดหลายวิธีมาใช้แต่ส่วนใหญ่ก็ไม่สามารถที่จะจัดการกับปัญหาปริมาณและคุณสมบัติน้ำชะขยะได้ ดังนั้นเป้าหมายของการจัดการน้ำชะขยะนั้นควรจะทำการพัฒนาระบบบำบัดน้ำชะขยะให้ใช้พื้นที่น้อยและมีประสิทธิภาพคุ้มค่า มีการบ่งชี้ปัจจัยสำคัญที่ต้องคำนึงถึงในระบบบำบัด และท้ายที่สุดคือกำหนดค่ามาตรฐานที่เหมาะสมและจัดเตรียมคู่มือที่ใช้เป็นแนวทางในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของเสียชุมชนที่ถูกต้อง เพื่อช่วยในการลดการปนเปื้อนและผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม

การบำบัดจะขึ้นกับปริมาณและคุณลักษณะของน้ำชะขยะที่เข้าสู่ระบบ, มาตรฐานของน้ำที่สามารถปล่อยออกได้หรือประสิทธิภาพในกำจัดที่กำหนดไว้, ปริมาณของส่วนที่เหลือและการจัดการ, สถานที่ตั้ง และเศรษฐกิจ แต่อย่างไรก็ตามในน้ำชะขยะจะมีความเข้มข้นของแอมโมเนียอยู่สูงแต่มีความเข้มข้นของฟอสฟอรัสต่ำนั้นเป็นอุปสรรคต่อประสิทธิภาพในการบำบัดทางชีวภาพ จึงเป็นที่รู้กันในหมู่นักวิชาการว่าน้ำชะขยะที่มีอายุน้อยจะมีปริมาณไนโตรเจนอยู่ในระดับที่สูง ซึ่งยัง

คงความเป็นพิษต่อแหล่งน้ำที่รองรับและต้องมีการกำจัดก่อนที่จะทำการปล่อยออกมา ดังนั้นกระบวนการบำบัดน้ำเสียจากน้ำชะขยะ จึงมีความจำเป็นที่จะต้องบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพ ร่วมกับวิธีทางเคมีกายภาพ (Combined biological and physico-chemical processes) หรือวิธีทางเคมีกายภาพ ร่วมกับวิธีทางชีวภาพ (Combined physico-chemical and biological processes) ซึ่งความสำเร็จของกระบวนการบำบัดจะขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำชะขยะและอายุของหลุมฝังกลบ

2.6.1 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ

การบำบัดน้ำชะขยะที่ได้มีการติดตั้ง ณ ที่หลุมฝังกลบนั้นได้แก่กระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศไปจนถึงการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งอุปสรรคที่พบในการบำบัดโดยวิธีชีวภาพมักจะมาจากปัญหาในการดำเนินงานอย่างเช่น การเกิดโฟม ความเป็นพิษของโลหะ การขาดแคลนสารอาหาร และการตกตะกอนของสลัดจ์ (Qasim and Chiang, 1994) ในบรรดากระบวนการบำบัดทางชีวภาพหลายๆแบบนั้นระบบ Sequencing Batch Reactors (SBR) เป็นระบบที่ได้รับการยอมรับว่ามีความน่าเชื่อถือและความสมบูรณ์ในการบำบัดเพื่อให้น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง

ก. กระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

ระบบเอเอส (Activated Sludge Process) เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะ แม้ว่าความหลากหลายของน้ำชะขยะจะขึ้นอยู่กับแหล่งกำเนิดและอายุของหลุมฝังกลบ Keenan, *et al.* (1984) ได้ทำการศึกษาระบบบำบัดทางเคมีกายภาพร่วมกับระบบเอเอส พบว่ากระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนียมีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย 90% และทำให้เป็นกลางด้วย H_2SO_4 และ H_3PO_4 ก่อนเข้าสู่ระบบเอเอส มีประสิทธิการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป BOD ถึง 99% ซึ่งสัมพันธ์กับ COD ที่ถูกกำจัดไปถึง 95% เช่นกัน ในขณะที่โลหะหนักสามารถลดลงได้ถึง 27% ถึง 75% และค่าอัตราส่วน BOD ต่อ COD ในน้ำทิ้งหลังการบำบัดมีค่าเท่ากับ 0.16

จากการศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะด้วยระบบเติมอากาศแบบยืดเวลาของ Dzombak, *et al.* (1990) โดยใช้น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมาก มีค่าอัตราส่วน BOD/COD ต่ำกว่า 0.1 ซึ่งเป็นลักษณะของน้ำชะขยะที่มีองค์ประกอบของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากอยู่มาก ได้ศึกษาผลของอายุของสลัดจ์ระหว่าง 15 ถึง 60 วันพบว่าที่อายุสลัดจ์ 60 วัน มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD สูงที่สุดประมาณ 40% แสดงให้เห็นว่าน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบอายุน้อยที่มีสารอินทรีย์ที่ประกอบด้วยกรดอินทรีย์ระเหยง่ายสามารถบำบัดด้วยระบบเอเอสได้ง่ายกว่าจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมาก นอกจากนี้ยังมีรายงานของนักวิจัยอื่นๆ พบว่าสลัดจ์ในระบบเอเอสตกตะกอนได้ยาก อาจเป็นเพราะน้ำชะขยะมีปริมาณของแอมโมเนียสูง และมีอัตราส่วน BOD:N ต่ำ (Knox, 1985; Robinson and Maris, 1983; Strachan, *et al.*, 2000)

Sequencing Batch Reactor (SBR) เป็นระบบบำบัดทางชีวภาพที่ใช้กันโดยทั่วไปในการบำบัดน้ำชะขยะ จากการศึกษาหาความสามารถในการบำบัดโดยระบบ SBR ของ Doyle, *et al.* (2001) โดยทำการศึกษา High rate nitrification ของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมาก มีความเข้มข้นของแอมโมเนียอยู่ในปริมาณสูงเฉลี่ยประมาณ 880 mg/L ในขณะที่ค่าเฉลี่ยของความเข้มข้น BOD และ COD เท่ากับ 60 และ 1,100 mg/L ตามลำดับ พบว่าอัตราออกซิเดชั่นของแอมโมเนีย (Ammonium oxidation rates) มีค่าสูงถึง 246 mg N/L.h และอัตราออกซิเดชั่นของแอมโมเนียจำเพาะ (Specific ammonium oxidation rates) มีค่าเท่ากับ 36 mg N/mg VSS.h ที่เวลากักพักน้ำ (HRT) เท่ากับ 5 ชั่วโมง

Yalmaz and Ozturk (2001) ได้ศึกษาวิจัยการบำบัดน้ำชะขยะที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงโดยใช้ระบบ SBR ผ่านกระบวนการไนทริฟิเคชั่น-ดีไนทริฟิเคชั่น โดยน้ำชะขยะจะผ่านการบำบัดเบื้องต้นโดยระบบบำบัดแบบยูเอเอสบี (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor, UASB) ซึ่งการศึกษาได้แบ่งเป็น 2 แบบคือ (1) ศึกษาระบบ SBR ในการบำบัดน้ำชะที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูง และ (2) ศึกษาหาความเป็นไปได้ในการใช้น้ำชะขยะเป็นแหล่งคาร์บอนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชั่น พบว่าระบบ SBR สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ถึง 90% จากการศึกษายังพบว่าน้ำชะขยะที่มีอายุน้อย และมีอัตราส่วน COD/NH_4-N มากกว่า 10 สามารถเป็นแหล่งของคาร์บอนสำหรับกระบวนการดีไนทริฟิเคชั่นได้ อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดก็ยังมีค่าเกินมาตรฐานน้ำทิ้ง จึงยังต้องมีการบำบัดโดยวิธีเคมีกายภาพเพิ่มเติม เช่นระบบกรองผ่านเยื่อเมมเบรน หรือการเติมโอโซน จากผลการศึกษาที่ได้นี้สนับสนุนผลการวิจัยเดิมที่ว่าการบำบัดน้ำชะขยะที่มีประสิทธิภาพมากที่สุดคือ การบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีทางเคมีกายภาพ ร่วมกับวิธีทางชีวภาพ

ข. กระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ

การบำบัดแบบไม่ใช้อากาศที่ใช้กันโดยทั่วไปได้แก่ การย่อยสลายในระยะการเกิดก๊าซมีเทนซึ่งทำให้สารอินทรีย์ถูกย่อยสลายไปเป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้อย่างสมบูรณ์ Kylefors (1997)ได้อธิบายเกี่ยวกับการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศว่าเป็นกระบวนการที่เกิดเป็นลำดับขั้นตอน และจำเป็นต้องมีการเกิดปฏิสัมพันธ์ร่วมกันระหว่างจุลชีพหลายๆชนิด ที่ทำให้เกิดการ Hydrolysis, Fermentation, Acetogenesis และ Methanogenesis ซึ่งกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมักจะดำเนินอยู่บนแผ่นฟิลม์ตรึงใน Reactors ที่สามารถรับภาระของความผันแปรของน้ำเสียที่เข้ามา สามารถเก็บกักตะกอนชีวภาพไว้ได้โดยไม่ขึ้นกับอัตราไหลของน้ำเสียและสามารถคงความเข้มข้นของของแข็งให้สูงอยู่ได้เมื่อเวลาผ่านไป และยังมีรายงานของ Pohland and Kim, 1999 ว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของระบบAnaerobic filters นั้นสูงกว่าระบบ Anaerobic digesters ที่ระยะเวลาเก็บกักเดียวกัน ดังที่เป็นทราบกันอยู่แล้วว่าคุณสมบัติและองค์ประกอบของน้ำชะขยะ จะแตกต่างกันไปในแต่ละที่ (Kennedy, *et al.*, 1988) วิธีที่ใช้ในการบำบัดนั้นจึงขึ้นอยู่กับคุณลักษณะของน้ำชะขยะ รวมถึงปัจจัยสภาพแวดล้อมอื่นๆ และความคงทนของระบบต่อการเปลี่ยนแปลงคุณลักษณะของน้ำชะขยะ (Henry, *et al.*, 1982)

Cameron และ Koch (1980) ได้ทำการทดลองระบบ Anaerobic digestion ที่อุณหภูมิตั้งแต่ 29 ถึง 38 °C การปรับสภาพของระบบในขั้นต้นทำโดยการเติมปูนขาวเพื่อปรับ pH และ เติมฟอสฟอรัสเพื่อที่จะรักษาสัดส่วนของ BOD:N:P ซึ่งกระบวนการนี้สามารถลด BOD ได้ 65% ถึง 80% และลดโลหะหนักได้ 40% ถึง 85%

Mendez, et *al.* (1989) ได้ทดลองใช้ระบบ Anaerobic digestion ในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุน้อย พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD เท่ากับ 65% ที่ HRT 8 วัน ยิ่งไปกว่านั้นจากการศึกษาสามารถบ่งชี้ได้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบอายุน้อยจะมากกว่าจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมากเนื่องจากมีสัดส่วนที่เป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายยากอยู่น้อยกว่า

UASB reactor ถูกนำมาใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะเนื่องจากระบบนี้เป็นที่ยอมรับอย่างแพร่หลายทั่วโลกว่าเป็น High-rate partial treatment process สำหรับน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูง Blakey, *et al.* (1992) ได้ทำการศึกษาอิทธิพลของอุณหภูมิ สารอาหาร และ จุลชีพต่อประสิทธิภาพในการบำบัดในถังปฏิกรณ์ของระบบการบำบัดขั้นต้น พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดจะสูงเมื่อน้ำชะขยะมีค่า COD สูงกว่า 800 mg/L และมีค่าอัตราส่วน BOD/COD มากกว่า 0.3 (Kettunen, 1996) โดยเฉพาะอย่างยิ่ง ระบบ UASB สามารถรับน้ำเสียที่มีปริมาตรสูงรวมถึงสารพิษและสารอินทรีย์ปริมาณมากได้ดีกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับระบบอื่นๆ

Blakey, *et al.* (1992) ได้ทำการทดลองใช้ระบบ UASB ในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบอายุน้อยที่มีค่าอัตราส่วน BOD/COD เท่ากับ 0.67 ระบบดำเนินการที่ปริมาณ COD เข้าสู่ระบบเฉลี่ยเท่ากับ 1 kg COD/m^3.d ที่ HRT เท่ากับ 1.8 วัน จากการทดลองพบว่าค่าเฉลี่ยของการกำจัด COD, BOD, TOC และ SS มีค่าเท่ากับ 82%, 85%, 84% และ 90% ตามลำดับ และเกิดก๊าซชีวภาพ 496 ml/g COD ในขณะที่ผลการทดลองของ Jans, *et al.* (1992) สรุปได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD จะสูงที่ปริมาณ COD เข้าสู่ระบบเท่ากับ 25 kg COD/m^3.d

ค. กระบวนการไนทริฟิเคชั่น และ ดีไนทริฟิเคชั่น

อุปสรรคสำคัญสองประการที่นักวิจัยมักจะพบในการบำบัดทางชีวภาพได้แก่:

1. การที่น้ำชะขยะมีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงแต่มีอัตราส่วน COD:N ต่ำ (Robinson and Maris, 1985)
2. ความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงจะมีความเป็นพิษและจะถูกกระตุ้นได้ในกรณีที่ปริมาณฟอสฟอรัสมีจำกัด (Keenan, *et al.*, 1984)

กระบวนการไนทริฟิเคชั่น และ ดีไนทริฟิเคชั่น มีบทบาทสำคัญในการบำบัดน้ำชะขยะเนื่องจากแอมโมเนียที่มีความเข้มข้นสูงจะมีผลกระทบต่อการบำบัดน้ำชะขยะ ซึ่งความเป็นพิษของแอมโมเนียจะเกิดที่ความเข้มข้นเท่ากับ 31 ถึง 49 mg/L (Cheung, *et al.*, 1997) ดังนั้นจึงจำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องกำจัดไนโตรเจนและสารประกอบไนโตรเจนโดยการบำบัดเบื้องต้นก่อนที่จะเข้าสู่ระบบบำบัดทางชีวภาพ

กระบวนการไนทริฟิเคชั่น-ดีไนทริฟิเคชั่น เป็นหนึ่งในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนที่คุ้มค่าที่สุด ซึ่งปัจจัยที่จะทำให้ระบบนี้ประสบความสำเร็จขึ้นกับปริมาณของจุลชีพ องค์ประกอบและลักษณะของน้ำชะขยะตัวแปรทางกายภาพและเคมี (ตารางที่ 2.4) กระบวนการที่สำคัญประกอบด้วยกระบวนการออกซิเดชั่นจากแอมโมเนียไปเป็นไนเตรทที่จะเกิดไนไตรท์ขึ้นในระหว่างกระบวนการออกซิเดชั่นและจะเปลี่ยนไนเตรทไปเป็นก๊าซไนโตรเจนในกระบวนการรีดักชั่น ซึ่งกระบวนการไนทริฟิเคชั่น จะเกิดได้ดีขึ้นในภาวะที่ไม่มีสารยับยั้งที่ทำการรบกวนกระบวนการออกซิเดชั่นของจุลชีพ (Doyle, *et al.*, 2001)

ตารางที่ 2.4 สภาวะในการดำเนินการและสภาพแวดล้อมของกระบวนการไนทริฟิเคชั่น-ดีไนทริฟิเคชั่น (Kylefors, 1997)

ตัวแปร	หน่วย	Nitrification	Denitrification
Substance transformed		NH_4^+	NO_3^-
End product		NO_3^-	N_2
Intermediate product		NO_2^-	NO_2^-, N_2O
pH		7.5 to 8.6	6 to 8
Alkalinity	mmol of HCO_3^-/mg of N	Consuming 0.14	Producing 0.07
Oxygen	mg O_2/L	> 2 (aerobic)	< 0.5 (anoxic)
Organic material	mg COD/mg of N	-	3
Phosphorus content	mg of P/g of N	> 4	> 11
Production of sludge	g/g of N	0.17	0.45
Temperature	A 10 $^{\circ}$C increase gives about 2 times specific rate		

โดยทั่วไปแล้วกระบวนการดีไนทริฟิเคชั่น จะเกิดขึ้นในระบบ Anaerobic activated sludge, Anaerobic filter และ Anaerobic lagoon ซึ่งมักจะทำการเติม Methanol เข้าไปเพื่อใช้แหล่งคาร์บอนในการเกิดดีไนทริฟิเคชั่น แต่ต้องมีการตรวจสอบปริมาณที่ใช้เพื่อที่จะป้องกันการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟล์และสารยับยั้ง (Reeves, 1972)

จากการศึกษาเพิ่มเติมของ Illies (1999) ในการบำบัดน้ำชะขยะที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงด้วยกระบวนการไนทริฟิเคชั่น-ดีไนทริฟิเคชั่น สี่ขั้นตอน ซึ่งเป็นการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ น้ำเสียเข้าระบบมีความเข้มข้นตั้งต้นของแอมโมเนียเท่ากับ 200 mg/Lและเพิ่มขึ้นเป็นลำดับเพื่อที่จะพยายามปรับปรุงความสามารถของระบบในการจัดการแอมโมเนียความเข้มข้นสูงๆ จากผลการทดลองในช่วงแรกนั้นเกิดการยับยั้งการเกิดไนทริฟิเคชั่นอย่างรุนแรงเนื่องจากการที่ระบบไม่สามารถปรับตัวเข้ากับสภาพได้เมื่อได้ทำการเพิ่มแอมโมเนียขึ้นขั้นละ 300 mg/L ไปจนถึงความเข้มข้นที่ 2,300 mg/L ในขั้นตอนสุดท้าย นอกจากนั้นการเติม Methanol ลงในโซนดีไนทริฟิเคชั่นอย่างสม่ำเสมอตามความเข้มข้นของแอมโมเนียที่เพิ่มขึ้น ทำให้มี Methanol มากเกินไปจนนำไปสู่การยับยั้งการเกิดดีไนทริฟิเคชั่น แต่จะพบว่าเมื่อทำการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกับน้อยๆ ในช่วง 1.5-1.7 ชั่วโมง สำหรับดีไนทริฟิเคชั่น และที่อายุตะกอนเท่ากับ 20 วัน สำหรับประสิทธิภาพในการบำบัดของกระบวนการไนทริฟิเคชั่นนั้นมีค่ามากกว่า 90%

Welander, *et al.* (1998) ได้ทำการศึกษากระบวนการ Suspended Carrier Biofilm Process (SCBP) ในการกำจัดอินทรีย์สารและไนโตรเจนในน้ำชะขยะ ในระบบนี้สามารถกำจัด COD ได้ 20 % กำจัดไนโตรเจนได้ 90 % โดยมีอัตราการเกิดไนทริฟิเคชั่น และ ดีไนทริฟิเคชั่น สูงสุดเท่ากับ 24 g $N/m^3.h$ และ 55 g $N/m^3.h$ ตามลำดับ ซึ่งจากการศึกษานี้ทำให้พบว่า อัตราการเกิดไนทริฟิเคชั่นสามารถปรับปรุงได้โดยการเพิ่มพื้นที่ผิวของตัวกลาง แต่ไม่ได้หมายความว่ากระบวนการไนทริฟิเคชั่น จะเพิ่มขึ้นเป็นสัดส่วนตามพื้นที่ผิวที่เพิ่มขึ้นเพราะว่าการถ่ายเทออกซิเจนไปสู่ Biofilm อย่างมีประสิทธิภาพ และ ตัวกลางที่ใช้ก็เป็นปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนทริฟิเคชั่นเช่นกัน

จากการพิจารณากระบวนการทางชีวภาพ ระบบ SBR ต้องการพื้นที่ พลังงานและปริมาณน้ำมาก แต่มีข้อดีคือสามารถรองรับภาระสารอินทรีย์ได้และไม่ยุ่งยากในการเดินระบบ อย่างไรก็ตามในขณะที่ระบบทางชีวภาพสามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้แต่ก็ยังคงเหลือส่วนที่ไม่สามารถย่อยสลายได้อยู่ ซึ่งการบำบัดโดยกระบวนการไนทริฟิเคชั่นมักจะไม่ได้ผลที่ดีเนื่องจากมีสารยับยั้งอยู่ในน้ำชะขยะปริมาณมาก ตารางที่ 2.5 และ 2.6 แสดงการเปรียบเทียบการศึกษาแต่ละระบบบำบัดทั้งแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศตามลำดับ

ตารางที่ 2.5 ประสิทธิภาพในการบำบัดของแต่ละระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

กระบวนการ	HRT (d)	อุณหภูมิ (^{o}C)	COD Loading (kg/m^{3}-d)	COD เริ่มต้น (mg/L)	pH	BOD/COD Ratio	การกำจัด COD (%)	NH_4-N เริ่มต้น (mg/L)	การกำจัด NH_4-H (%)	แหล่งอ้างอิง
SBR	1	20	0.1	100-150	-	-	36-38	100-330	99	Hosomi, *et al.*, 1989
	0.5	25	-	5,295	9.1	0.4-0.5	60-68	872	-	Dollerer and Wilderer, 1996
	3.2	-	0.69	2,200	6.8-7.1	0.46	95	35	>99	Zaloum and Abbott, 1997
	20	-	0.62	12,400	-	0.4	91	179	>99	Zaloum and Abbott, 1997
	8.5	20-25	-	1,690	-	0.05	-	616	>99	Fisher and Fell, 1999
Aerated lagoon	34	0-20	<1.0	5,600	-	0.7	97	130	93	Robinson and Grantham, 1988
	-	-	-	34,000	-	0.6	99	600	99	Robinson, *et al.*, 1992
Activated sludge	20	10	1.2	24,000	6.0-7.5	0.5	98	790	>99	Robinson and Maris, 1985
	20	10	0.06	1,200	-	0.2	41	370	90	Robinson and Maris, 1985
	0.3	-	-	250-1,200	-	-	85-90	-	-	Schuk and James, 1986
	31	15-18	0.4	12,500	-	0.6	93-96	-	-	Avezzu, *et al.*, 1992
RBC	2.9	-	2.8	9,300	-	0.7	86	-	-	Vicevic, *et al.*, 1992

ตารางที่ 2.6 ประสิทธิภาพในการบำบัดของแต่ละระบบบำบัดทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ

กระบวนการ	HRT (d)	อุณหภูมิ (^{o}C)	COD Loading (kg/m^{3}-d)	COD เริ่มต้น (mg/L)	pH	BOD/COD Ratio	การกำจัด COD (%)	แหล่งอ้างอิง
Anaerobic digestion	5-20	23	0.4-2.2	2,700-12,000	6.9-8.1	0.6-0.8	87-96	Boyle and Ham, 1974
	12.5	10	0.7	8,300	6.9-8.1	0.8	22	Boyle and Ham, 1974
	5-20	29-38	0.2-1.3	20,000-30,000	5.0-5.3	0.5	65-80	Cameron and Koch, 1980
Anaerobic pond	86	20-25	-	6,280	6.6	0.7-0.8	95	Bull, *et al.*, 1983
Anaerobic filter	2-4	21-25	1.5-2.9	13,780	7.3-7.7	0.7	68-95	Henry, *et al.*, 1987
	0.5-1.0	21-25	1.3-3.1	3,750	7.0-7.2	0.3	60-95	Henry, *et al.*, 1987
	0.5-1.0	21-25	1.4-2.7	1,870	7.1-7.9	-	88-90	Henry, *et al.*, 1987
	17	37	3.8	9,000	-	0.7	83	Wu, *et al.*, 1988
UASB	0.3-0.5	33-35	15-25	25,000-35,000	7.4-7.8	-	80-85	Jans, *et al.*, 1992
	1.0-3.2	28-32	3.6-20	11,500-33,400	-	0.7	66-92	Blakey, *et al.*, 1992
	0.6	15-20	5-15	2,800-13,000	-	-	73-93	Garcia, *et al.*, 1996
	0.5-1.0	-	1.2-19.7	4,800-9,840	-	0.86	77-91	Kennedy and Lentz, 2000
USB/AF	2.5-5.0	30	1.3-2.5	17,000-20,000	-	-	80-97	Nedwell and Reynolds, 1996
AnSBR	1.5-10.0	35	0.4-9.4	3,800-15,900	7.4-8.0	0.54-0.67	65-85	Timur and Ozturk, 1999

หมายเหตุ: USB/AF = Upflow hybrid sludge bed/fixed bed anaerobic system AnSBR = Anaerobic sequencing batch reactors

2.6.2 กระบวนการบำบัดทางกายภาพ

กระบวนการทางกายภาพได้แก่ การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ Pressure-driven membrane filtration processes และ การระเหย ซึ่งโดยทั่วไปแล้วกระบวนการเหล่านี้ไม่ประสบความสำเร็จในการกำจัดสารอินทรีย์ จากน้ำชะขยะได้ ดังนั้น Pohland and Harper (1985) จึงได้แนะนำว่าเพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดควรใช้ระบบการกรองผ่านเยื่อเมมเบรน การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ ในการบำบัดน้ำชะขยะที่ผ่านกระบวนการบำบัดทางชีวภาพมาแล้ว แต่อย่างไรก็ดีในการใช้ระบบบำบัดทางกายภาพร่วมกับชีวภาพก็ยังมีข้อจำกัดอยู่บางประการ

ก. การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์

การใช้ถ่านกัมมันต์ร่วมกับการบำบัดทางชีวภาพในการบำบัดน้ำชะขยะเป็นเทคโนโลยีที่ประสบความสำเร็จในการกำจัด Chemical Oxygen Demand (COD), Adsorbable Organic Halogens (AOX) และสารอื่นๆ มีการพบสารอินทรีย์มากกว่า 130 ชนิดจากการวิเคราะห์ถ่านกัมมันต์ที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำชะขยะ โดยปกติแล้วถ่านกัมมันต์นั้นจะใช้ในการกำจัด AOX และ COD ซึ่งไม่ใช่สิ่งแรกที่ถูกสนใจในระบบบำบัดทางชีวภาพ ดังนั้นคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดนี้มักจะสูงกว่ามาตรฐานที่กำหนด ในการเลือกใช้ระบบนี้จะต้องมั่นใจได้ว่าในน้ำชะขยะที่จะเข้าสู่ระบบนั้นไม่มีสารใดๆที่จะเป็นตัวทำลายถ่านกัมมันต์ได้ สำหรับน้ำชะขยะที่มีความเข้มข้นไม่มากนักอาจจะทำการบำบัดโดยใช้ Plate separator หรือ Pressurized sand filter ในการกำจัดสารแขวนลอยออกก่อนเพื่อให้แน่ใจว่าถ่านกรองจะไม่ถูกอุดตันด้วยของแข็ง

จากการศึกษาของ Fettig (1996) ในการบำบัดน้ำชะขยะโดยวิธีโอโซเนชั่นและการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์พบว่าการย่อยสลายนั้นเกิดภายในชั้นของถ่านกัมมันต์ และพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำชะขยะสูงกว่าการบำบัดด้วยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์อย่างเดียว และจากการศึกษากระบวนการเคมีกายภาพโดย Qasim and Chiang (1994) พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะโดยกระบวนการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์นั้นสามารถกำจัด COD ได้ถึง 59 ถึง 94 % ซึ่งมากกว่าการบำบัดโดยวิธีตกตะกอนทางเคมี

ข. การกรองผ่านเยื่อเมมเบรน

เยื่อเมมเบรนคือวัสดุที่เสมือนเป็นผนังบางๆ ที่มีความสามารถในการเลือกและป้องกันการแพร่ผ่านขององค์ประกอบต่างๆของของเหลว จึงมีผลต่อการแบ่งแยกองค์ประกอบของของเหลว ซึ่งวัตถุประสงค์หลักในการผลิตเยื่อเมมเบรนขึ้นมานั้นเนื่องมาจากความต้องการวัสดุที่มีโครงสร้างทางกลศาสตร์ที่แข็งแรง ทนต่อการผ่านของของเหลว และมีความสามารถในการเลือกองค์ประกอบที่จะผ่านออกไปได้สูง (Visvanathan, *et al.*, 2000) โครงสร้างทางกายภาพที่เหมาะสมของวัสดุที่จะนำมาใช้ทำเยื่อเมมเบรนจะขึ้นอยู่กับความบาง ช่วงของขนาดรูพรุนและพื้นที่ผิวที่ซึมผ่านได้สูง รวมไปถึงการแยกสารละลายที่อยู่ในของเหลวและการแยกก๊าซที่มีหลายๆ องค์ประกอบด้วย

การจำแนกกระบวนการกรองผ่านเยื่อเมมเบรนนั้น ขึ้นอยู่กับอนุภาคและขนาดของโมเลกุล โดยทั่วไปแล้วกระบวนการ Reverse osmosis (RO), Nanofiltration (NF), Ultrafiltration (UF) และ Microfiltration (MF) นั้น ไม่ต้องมีการใช้สารเคมีในปริมาณมากและสามารถดำเนินระบบได้ในอุณหภูมิปกติ จึงทำให้ระบบเหล่านี้เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อมและมีทางเลือกที่มีความน่าสนใจในทางเศรษฐกิจ

กระบวนการ Reverse osmosis มีความสามารถในการกักทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ปนเปื้อนที่ละลายอยู่ในน้ำได้สูง 98 ถึง 99 % จึงเป็นประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสีย ให้มีความ บริสุทธิ์มากขึ้น ซึ่งน้ำที่ผ่านกระบวนการ RO นั้นจะมีปริมาณสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ปนเปื้อนอยู่น้อยและมีคุณภาพของน้ำทิ้งตามมาตรฐานที่กำหนด ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ขึ้นอยู่กับวัสดุที่ใช้เป็นเยื่อเมมเบรน นอกจากนี้กระบวนการ RO สามารถกำจัดของแข็งได้เกือบทั้งหมดและสามารถใช้ได้ทั้งในการบำบัดขั้นต้นและการบำบัดขั้นสุดท้ายสำหรับน้ำที่ผ่านการบำบัดทางชีวภาพหรือผ่านการบำบัดโดยวิธีแลกเปลี่ยนไอออนมาแล้ว

การกรองผ่านเยื่อเมมเบรนมีประสิทธิภาพไม่สูงมากนักในการบำบัดน้ำชะขยะที่อายุน้อย หรือน้ำชะขยะที่มีสภาพเป็นกรด ตารางที่ 2.7 ได้แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดของเยื่อ*เมมเบรน*ต่างๆ ในการบำบัดน้ำชะขยะในระยะการเกิดก๊าซมีเทน พบว่า NF และ RO จัดว่าเป็นวิธีในการบำบัดน้ำชะขยะที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ ไนโตรเจน และ AOX ส่วนข้อเสียของระบบบำบัดนี้คือการอุดตันเยื่อเมมเบรนและมีอายุการใช้งานที่สั้น

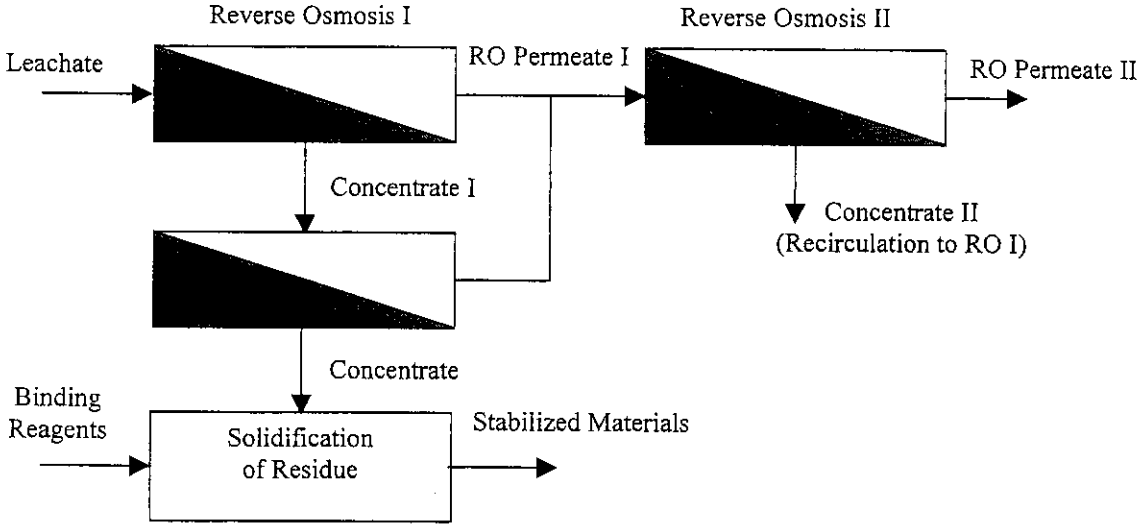
ตารางที่ 2.7 ประสิทธิภาพในการกำจัดของสารมลพิษความเข้มข้นปานกลางถึงสูงโดยใช้ Ultrafiltration, Nanofiltration และ Reverse osmosis (Kylefors, 1997)

ตัวแปร	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)		
	Reverse Osmosis	**Nanofiltration**	**Ultrafiltration**
COD	95 ถึง 99	80 ถึง 90	25 ถึง 60
NH_4(N), pH = 6.5	90 ถึง 98	80 ถึง 90	< 20
AOX	95 ถึง 99	70 ถึง 90	30 ถึง 60
Chloride	90 ถึง 99	40 ถึง 90	< 40

สารคอลลอยด์และตะกอนโลหะ สามารถทำให้เกิดความสกปรกและอุดตันในเยื่อเมมเบรนต่างๆได้ และสิ่งสกปรกนี้จะทำให้แรงดันออสโมติกและความต้านทานไฮโดรลิกมีค่าสูงขึ้น ทำให้ต้องใช้พลังงานมากขึ้น ซึ่งผลกระทบจากสิ่งสกปรกสามารถลดลงได้ด้วยการปรับ pH ให้อยู่ในช่วง 4 ถึง 7.5

การบำบัดน้ำชะขยะในระยะการเกิดกรดด้วยระบบการกรองผ่านเยื่อเมมเบรน มีประสิทธิภาพไม่สูงมาก เนื่องจากระบบนี้ไม่สามารถกันการผ่านของกรดไขมันระเหยง่ายไว้ได้ ดังนั้นการใช้เยื่อเมมเบรนร่วมกับระบบเอเอสนั้น อาจมีความสามารถในการบำบัดมากกว่าเนื่องจากสามารถมั่นใจได้ว่า เยื่อเมมเบรนจะกักของแข็งที่มีอยู่ไว้ได้ สำหรับน้ำชะขยะในระยะการเกิดก๊าซมีเทนที่มีความเข้มข้นปานกลางถึงมากนั้น พบว่าสารหลายๆ ชนิดรวมทั้งโลหะสามารถถูกกำจัดได้ด้วยระบบทางชีวภาพ ดังนั้นการรวมกันของทั้งสองระบบนี้ทำให้มีประสิทธิภาพการบำบัดดีขึ้น

ในประเทศเยอรมันได้มีการใช้ RO กับระบบที่มีขนาดใหญ่ รูปที่ 2.4 แสดงให้เห็นถึงกระบวนการที่เกิดขึ้น ระบบนี้มีปริมาตรของระบบเท่ากับ 36 m^3/h และได้ดำเนินการมานานโดยที่มีการเปลี่ยนเยื่อเมมเบรนหลังจากผ่านไป 8 ปี (Peters, 1997) ความดันที่ใช้ในระบบอยู่ในช่วง 36 ถึง 60 บาร์ ขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำที่เข้ามา ที่อุณหภูมิปกติและ Permeate flux มีค่าเท่ากับ 15 $L/m^2.h$ ระบบ RO นี้สามารถกำจัด COD ได้ถึง 99% และมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอื่นๆ ดังแสดงในตารางที่ 2.8



รูปที่ 2.4 การบำบัดน้ำชะขยะโดยวิธี Reverse osmosis แบบสองขั้นตอน (Peters, 1997)

ตารางที่ 2.8 ตัวอย่างของประสิทธิภาพของระบบ Reverse osmosis ในการบำบัดน้ำชะขยะในประเทศเยอรมัน (Peters, 1997).

ตัวแปร	หน่วย	น้ำชะขยะ	RO Permeate I	RO Permeate II	การกำจัด (%)
pH	-	7.7	6.8	6.6	
Electrical Conductivity	μS/cm	17,250	382	20	99.9
COD	mg O_2/L	1,797	< 15	< 15	> 99.2
Ammonium	mg/L	366	9.8	0.66	99.9
Chloride	mg/L	2,830	48.4	1.9	99.9
Sodium	mg/L	4,180	55.9	2.5	99.9
Heavy Metals	mg/L	0.25	< 0.005	< 0.005	> 98

2.6.3 กระบวนการบำบัดทางเคมี

กระบวนการการบำบัดน้ำชะขยะโดยวิธีทางเคมีนั้นมีขอบเขตกว้างขวาง ซึ่งข้อดีของการบำบัดโดยวิธีนี้โดยทั่วไปคือการเดินระบบได้ทันที ระบบสามารถทำงานได้เอง การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิไม่มีผลต่อการเดินระบบมาก และ ใช้วัสดุ อุปกรณ์ แบบธรรมดาไม่ยุ่งยาก แต่ก็มีข้อเสียคือ มีปริมาณสลัดจ์เกิดขึ้นจำนวนมากเนื่องจากการเติมสารก่อตะกอนและสารเคมีต่างๆ และค่าใช้จ่ายในการดำเนินงานค่อนข้างที่สูง ดังนั้นกระบวนการบำบัดทางวิธีเคมีนั้นจะใช้ในการบำบัดขั้นต้นหรือขั้นสุดท้ายเพื่อช่วยให้กระบวนการทางชีวภาพมีความสมบูรณ์ กระบวนการทางเคมีที่ใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะได้แก่ การก่อตะกอนและตกตะกอน การออกซิเดชั่น การไล่ก๊าซแอมโมเนีย และอื่นๆ

ก. การก่อตะกอนและตกตะกอน (Coagulation/Precipitation)

การก่อตะกอนและตกตะกอน จะมีการเติมสารเคมีเข้าไปเพื่อที่จะให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางกายภาพของของแข็งละลายน้ำ และ ของแข็งแขวนลอยเพื่อทำให้ง่ายในการกำจัดโดยการตกตะกอน การบำบัดวิธีนี้ได้ผลดีกับน้ำชะขยะที่มีสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง เช่น กรดฮิวมิค และกรดฟลูอิก เนื่องจากสารประกอบประเภทนี้ย่อยสลายได้ยากในทางชีวภาพ สำหรับน้ำชะขยะในช่วงเกิดมีเทนนั้น กระบวนการทางเคมีกายภาพสามารถลดค่าของ COD ได้ถึง 60 %

การใช้ปูนขาวในการช่วยในการตกตะกอนสามารถลดสีได้ถึง 85% และกำจัดโลหะได้โดยผ่านการตกตะกอน จากรายงานของ Chian and DeWalle (1977) และ Ho, *et al.* (1974) การตกตะกอนด้วยปูนขาวสามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 50,000 Da ซึ่งสาร

ประเภทนี้มีสัดส่วนความเข้มข้นที่ต่ำหลุมฝังกลบอายุน้อยและไม่พบในหลุมฝังกลบอายุมาก ดังนั้นการบำบัดด้วยปูนขาวจึงมีประสิทธิภาพดีที่สุดกับน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุปานกลาง อย่างไรก็ตามการบำบัดทางชีวภาพยังมีความจำเป็นสำหรับการบำบัดกรดไขมันที่ย่อยสลายได้ง่าย ซึ่งไม่สามารถกำจัดได้

การกำจัด COD โดยการตกตะกอนด้วยปูนขาวนั้นไม่ขึ้นอยู่กับอัตราการไหลของอากาศ การเปลี่ยนสีของน้ำชะขยะสดจากน้ำตาลเข้มไปเป็นสีเหลืองซีดหลังจากการตกตะกอน แสดงให้เห็นว่าสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดไปนั้นมีส่วนทำให้เกิดสี Chian และ DeWalle (1976) ได้กล่าวไว้ว่า การตกตะกอนด้วยปูนขาวสามารถกำจัด COD ได้อย่างน้อย 20 % ซึ่งสารประกอบที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 50,000 Da ก็เป็นส่วนหนึ่งของ COD ที่ถูกกำจัดไปนั่นเอง แต่อย่างไรก็ตาม COD ที่ถูกกำจัดจะไม่ได้ขึ้นอยู่กับปริมาณของปูนขาวที่เพิ่มขึ้น

ข. การ*ออกซิเดชั่น* (Oxidation)

การออกซิเดชั่นเป็นเทคโนโลยีที่มีประโยชน์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ และการเปลี่ยนรูปของมลสารหลายๆชนิด มีงานวิจัยที่พบในการปรับปรุงคุณภาพน้ำ และการบำบัดน้ำเสีย (Venkatadri and Peters, 1993) โดยทั่วไปแล้วกระบวนการออกซิเดชั่นด้วยสารเคมีจะถูกนำมาใช้ร่วมกับการบำบัดแบบอื่นๆ เพื่อที่จะกำจัดองค์ประกอบในน้ำเสียที่ยากต่อการย่อยสลายหรือมีความเป็นพิษต่อระบบทางชีวภาพ ระบบนี้ใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำชะขยะ ซึ่งมีการใช้สาร Oxidizing agent เช่น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ โอโซน เป็นต้น การออกซิเดชั่นเป็นเทคโนโลยีใหม่ในการบำบัดน้ำเสียและน้ำชะขยะที่มีการปนเปื้อนสารอินทรีย์ในปริมาณสูง เนื่องจากมีความสามารถที่จะเปลี่ยนสารอินทรีย์ปนเปื้อนให้อยู่ในรูปของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้อย่างสมบูรณ์

Bjorkman และ Mavinic (1977) ได้ทำการศึกษาเพิ่มเติมเกี่ยวกับการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของเสียชุมชนโดยกระบวนการกายภาพเคมี ซึ่งในการศึกษานี้มีการใช้ปูนขาว สารส้ม โอโซน และ องค์ประกอบอื่นๆของสารเหล่านี้ จากการนำน้ำที่ผ่านการโอโซนไปแล้วกลับมาผ่านโอโซนอีกรอบเพื่อที่จะปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายของน้ำทิ้งนั้น พบว่า สามารถช่วยลดปัญหาของการเกิดคราบสกปรกหรือโฟมที่มักจะพบโดยทั่วไปในกระบวนการ แต่อย่างไรก็ดี ได้มีการสรุปว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด COD จะถูกกำจัดเมื่อมีการใช้โอโซนที่ความเข้มข้นมากกว่า 100 mg/L

จากรายงานของ Gierlich และ Kollbach (1998) โอโซนมีประสิทธิภาพในการลดปริมาณแอมโมเนียได้ถึง 80 % และการบำบัดด้วยโอโซนจะมีประสิทธิภาพและคุ้มค่ามากขึ้นถ้ามีการบำบัดเบื้องต้นด้วยการบำบัดทางชีวภาพ

ค. การไล่ก๊าซแอมโมเนีย (Ammonia Stripping)

การไล่ก๊าซแอมโมเนียด้วยอากาศนั้น ทำได้โดยการผ่านอากาศปริมาณมากไปสู่ผิวหน้าของน้ำชะขยะ ซึ่งจะทำให้เกิดความดันที่แตกต่างของก๊าซแอมโมเนียภายในน้ำ ทำให้เกิดการเปลี่ยนแอมโมเนียที่อยู่รูปของเหลวมาอยู่ในรูปก๊าซ วิธีนี้สามารถทำได้อีกแบบหนึ่งโดยการให้น้ำไหลลงผ่านอากาศในหอไล่ก๊าซ หรือโดยการแพร่ของอากาศผ่านเข้าไปในน้ำในรูปของฟองอากาศ การใช้หอไล่ก๊าซนั้นให้ประสิทธิภาพที่ดีกว่าเนื่องจากมีการสัมผัสระหว่างก๊าซและของเหลว เมื่อมีการแพร่ของของเหลวในรูปของหยดน้ำเล็กๆ เนื่องจากกระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนียเป็นการที่ควบคุมการถ่ายเทมวล ดังนั้นจึงต้องมีการเพิ่มผิวสัมผัสของของเหลวให้มากที่สุด ซึ่งทำได้โดยการใช้เครื่องพ่นหรือสเปรย์ช่วยในการทำละอองน้ำให้มีขนาดเล็ก ในกระบวนการนี้จะต้องมีการควบคุม pH และการถ่ายเทมวลของสารปนเปื้อนที่ระเหยได้ง่ายจากน้ำไปสู่อากาศ

ในการประเมินประสิทธิภาพของการไล่ก๊าซแอมโมเนียในการบำบัดขั้นต้น Cheung, *et al.* (1997) พบว่าอัตราการไหลของอากาศและ pH เป็นตัวแปรที่สำคัญในการกำหนดความเหมาะสมของการไล่ก๊าซแอมโมเนียในถังกวน และในการหา pH ที่ให้ประสิทธิภาพดีที่สุด โดยใช้อัตราการไหลที่ 0, 1, 5 mL/min และปริมาณปูนขาวตั้งแต่ 0-10,000 mg/L จากการศึกษาพบว่าระดับการกำจัดแอมโมเนียที่ 86-93 % เกิดที่อัตราการไหล 5 mL/min และ pH มากกว่า 11 นอกจากนั้นยังพบว่าประสิทธิภาพของกระบวนการนี้ยังขึ้นอยู่กับ อัตราส่วนระหว่างพื้นที่ (A) ต่อปริมาตร (V) ของถังและคุณภาพของน้ำชะขยะด้วย และการหาประสิทธิภาพนี้จากการวิจัยอื่น พบว่า การกำจัดแอมโมเนีย 40 ถึง 53 % เกิดขึ้นที่ A: V = 23 m^{-1} และ 19 % สำหรับ A: V = 1.8 m^{-1} (Cheung, *et al.*, 1997) ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าการถ่ายเทมวลจะควบคุมกลไกของการไล่ก๊าซแอมโมเนีย และยังพบว่า Ammonia desorption เข้าสู่ฟองอากาศนั้นมีความสำคัญน้อยกว่าที่ผิวสัมผัสของน้ำและอากาศ การให้อากาศแก่ระบบนั้นช่วยในการเกิดฟองอากาศและความปั่นป่วนที่ผิวสัมผัสของน้ำและอากาศ ซึ่งช่วยในการเพิ่มพื้นผิวในการกำจัดแอมโมเนีย ดังนั้นการเพิ่มอัตราการไหลของอากาศอย่างไม่จำกัดจะช่วยกระตุ้นประสิทธิภาพของการไล่ก๊าซแอมโมเนียได้ที่ระยะเวลากักพักต่ำๆ การทำงานนี้ขึ้นอยู่กับประสิทธิภาพของการกวนและอัตราการถ่ายเทมวล ซึ่งควรมีความเหมาะสมเพื่อที่จะทำให้เกิดความคุ้มค่าในการเดินระบบ ยิ่งไปกว่านั้น ข้อดีของการไล่ก๊าซแอมโมเนียคือการตกตะกอนของสารอินทรีย์และโลหะหนักที่อยู่ในน้ำชะขยะ

ได้มีหลายการศึกษาในการหาความสามารถในการบำบัดน้ำชะขยะของระบบบำบัดแบบกายภาพเคมี และได้มีการแสดงการเปรียบเทียบการศึกษาที่แตกต่างกันของการใช้ระบบบำบัดแบบกายภาพเคมีไว้ในตารางที่ 2.9

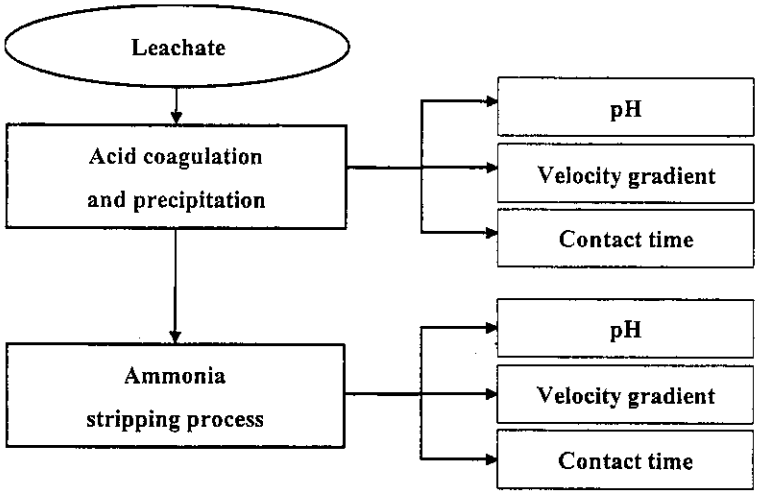
ตารางที่ 2.9 ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบแบบกายภาพเคมี แบบต่างๆ

กระบวนการ	ระยะเวลา	COD เริ่มต้น (mg/L)	NH_3 เริ่มต้น (mg/L)	การกำจัด COD (%)	การกำจัด NH_3 (%)	แหล่งอ้างอิง
Chemical precipitation						
- Alum	-	800-1,500	137-330	35	-	Diamadopoulos, 1994
- $FeCl_3$	-	800-1,500	137-330	56	-	Diamadopoulos, 1994
- Lime	-	14,900	-	13	-	Cook and Foree, 1974
	-	550	-	10-25	-	Graham, 1981
Air stripping	24 h	800-1,500	137-330	-	95	Diamadopoulos, 1994
	24 h	448-557	556-705	30-48	86-93	Cheung, *et al.*, 1997
	17 h	-	1,210-1,940	25	85	Ozturk, *et al.*, 1999
	24 h	-	2,170-2,360	26	85	Kabdasli, *et al.*, 2000
	24 h	240	150	-	89	Marttinen, *et al.*, 2002
Chemical oxidation	30 min	1,940	151	70	81	Lin and Chang, 2000
Carbon adsorption	-	800-1,500	137-330	70	-	Diamadopoulos, 1994
	-	742	-	43	-	Albers and Kruckeberg, 1992
Reverse osmosis	-	1,300	-	>99	-	Jans, *et al.*, 1992
	-	1,000-1,500	<10	>99	-	Weber and Holz, 1992
	-	1,800	366	>99	>99	Peters, 1997

บทที่ 3
วิธีการดำเนินการวิจัย

3.1 บทนำ

การวิจัยเกี่ยวกับการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีทางกายภาพเคมีนี้ประกอบด้วยกระบวนการบำบัด 2 ขั้นตอนคือการก่อตะกอนในสภาวะกรด (Acid coagulation) และการไล่ก๊าซแอมโมเนีย (Ammonia stripping) ขั้นตอนการทดลองในกระบวนการบำบัดของงานวิจัยนี้แสดงในรูปที่ 3.1

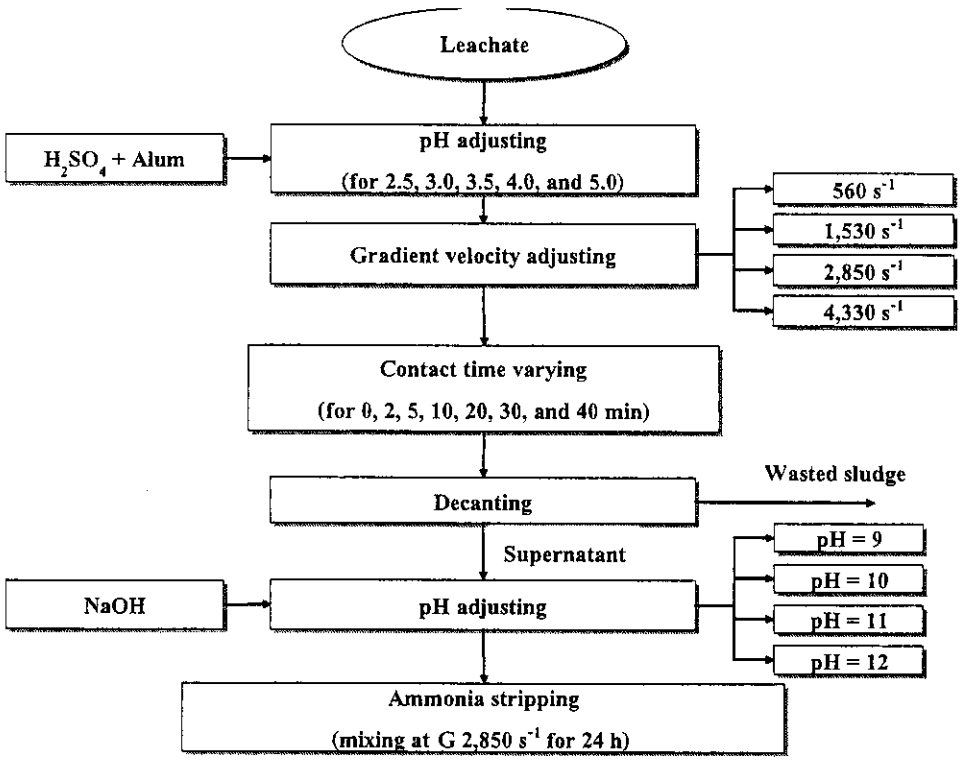


รูปที่ 3.1 ขั้นตอนกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ

น้ำชะขยะที่นำมาศึกษาในครั้งนี้ ใช้ตัวอย่างน้ำชะขยะจากสถานที่ฝังกลบขยะแบบพื้นที่เทกองเปิด (Open dump) แห่งหนึ่งในจังหวัดนครราชสีมา โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำแบบจ้วงที่บ่อน้ำเสียรอบสถานที่ฝังกลบขยะ ตัวอย่างน้ำชะขยะจะเก็บในถังพลาสติกขนาด 30 ลิตร และนำมาทดลองที่ห้องปฏิบัติการของศูนย์เครื่องมือและวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยเก็บในตู้เย็นที่อุณหภูมิ 4 ^{o}C ก่อนนำมาวิเคราะห์หาความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี (COD) และความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปแอมโมเนีย-ไนโตรเจน (NH_3-N) และทีเคเอ็น (TKN)

3.2 การดำเนินการทดลอง

การทดลองประกอบด้วยกระบวนการบำบัด 2 ขั้นตอนคือการก่อตะกอนในสภาวะกรด (Acid coagulation) และการไล่ก๊าซแอมโมเนีย (Ammonia stripping) การทดลองนี้จะนำไปใช้หาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดในแต่ละกระบวนการบำบัดดังแสดงในรูปที่ 3.2



รูปที่ 3.2 ขั้นตอนการหาสภาวะที่เหมาะสมในแต่ละกระบวนการ

ถังปฏิกิริยาที่ใช้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.20 เมตร สูง 0.35 เมตร ในแต่ละการทดลองใช้ปริมาตรน้ำชะขยะ 2 ลิตร สารเคมีที่ใช้ในการปรับพีเอชในขั้นตอนการก่อตะกอนในสภาวะกรดเตรียมจากกรดซัลฟูริคเข้มข้น (Conc. H_2SO_4) และสารส้ม ($Al_2(SO_4)_3$) เพื่อปรับพีเอชให้อยู่ในช่วงระหว่าง 2.5 ถึง 5.0 และประเมินสภาวะที่เหมาะสมในการก่อตะกอนในรูปของค่าเกรเดียนต์ความเร็ว (Velocity gradient) และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา (Contact time) หลังจากนั้นปล่อยให้ตกตะกอนเป็นเวลา 30 นาที นำน้ำส่วนใสมาวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำเสียในรูปของซีโอดี

นอกจากนี้นำน้ำส่วนใสไปกำจัดแอมโมเนียโดยการเติมสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ เพื่อปรับพีเอชให้อยู่ในช่วงระหว่าง 9.0 ถึง 12.0 เพื่อประเมินสภาวะที่เหมาะสมในการ

กำจัดแอมโมเนียโดยพิจารณาในรูปของค่าเกรเดียนต์ความเร็ว และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาหลังจากนั้นปล่อยให้ตกตะกอนเป็นเวลา 30 นาที นำน้ำส่วนใสมาวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำเสียในรูปของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน (NH_3-N)

3.3 วิธีการวิเคราะห์

การวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ อ้างอิงตามวิธีมาตรฐาน (APHA, *et al.*, 1998) ตารางที่ 3.1 แสดงพารามิเตอร์ และวิธีการวิเคราะห์

ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์ และวิธีการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีการวิเคราะห์	สารรบกวนการวิเคราะห์
pH	pH meter	-
COD	Dichromate reflux	Cl^-, S^{-2}, NO_2^-, Fe^{+2}
NH_3-N	Distillation	สารอินทรีย์
TKN	Macro-Kjeldahl	สารอินทรีย์
CST	Capillary time	-

บทที่ 4

ผลการทดลองและวิจารณ์

4.1 ลักษณะน้ำชะขยะ

น้ำชะขยะที่นำมาศึกษาในครั้งนี้ ใช้ตัวอย่างน้ำชะขยะจากสถานที่ฝังกลบขยะแบบพื้นที่เทกองเปิด (Open dump) แห่งหนึ่งในจังหวัดนครราชสีมา โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำแบบจ้วงที่บ่อน้ำเสีย แล้วนำมาวิเคราะห์หาความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี (COD) และความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปแอมโมเนีย-ไนโตรเจน (NH_3-N) และทีเคเอ็น (TKN) โดยน้ำชะขยะตัวอย่างมีลักษณะดังแสดงในตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 ลักษณะน้ำชะขยะ

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น
pH	7.2 – 8.3
COD (mg/L)	4,000 – 6,000
NH_3-N (mg/L)	640 – 1,550
TKN (mg/L)	820 – 1,800

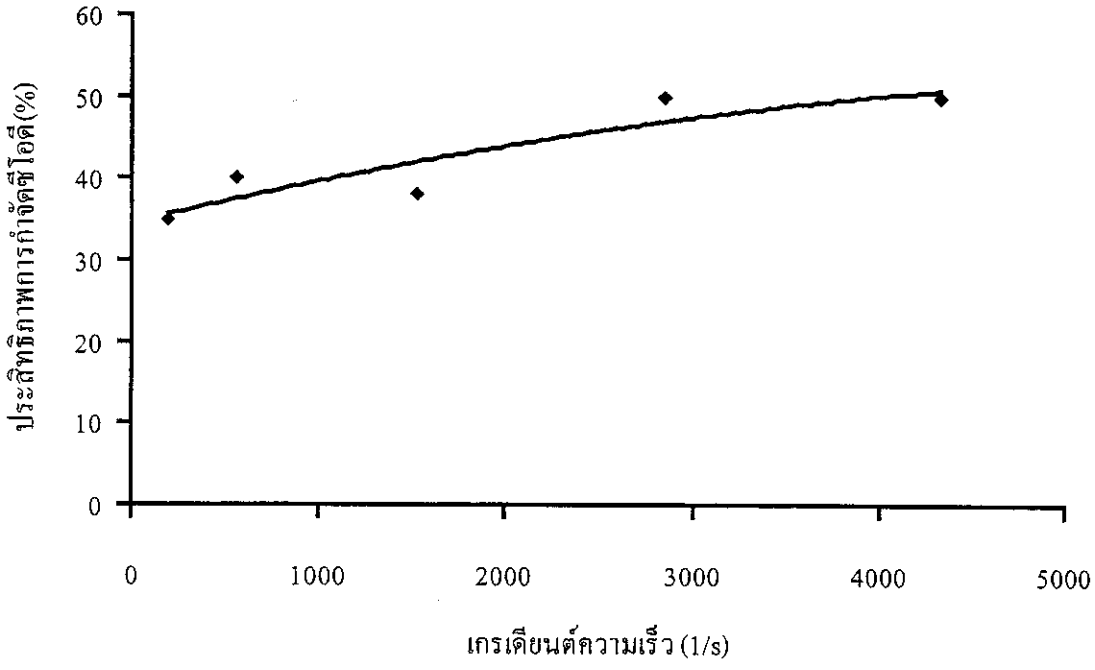
4.2 การก่อตะกอนในสภาวะกรด (Acid Coagulation)

การศึกษาหาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดความสกปรก ด้วยวิธีการก่อและตกตะกอนในสภาวะกรด พบว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 3.5 ถึง 4.0 ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีสูงสุด ซึ่งเกิดจากการก่อตะกอนของโปรตีนอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย และการลอยตัวขึ้นสู่ผิวน้ำด้วยฟองอากาศของสารแขวนลอยในน้ำเสีย สังเกตุจากลักษณะและการรวมตัวของตะกอน โดยที่ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนอยู่ในช่วง 10 - 20 เปอร์เซ็นต์ดังแสดงในตารางที่ 4.2 เมื่อค่าพีเอชสูงขึ้นประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ลดลง เนื่องจากโปรตีนในสารละลายมีประจุลบ ทำให้เกิดแรงผลักกันระหว่างอนุภาคคอลลอยด์ที่เกิดในน้ำเสีย (Meyer, 1986; Chen, *et al.*, 2000) ซึ่งมีสาเหตุมาจากความมีเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์ที่เกิดขึ้นในระหว่างการเกิดปฏิกิริยา ทำให้เกิดแรงผลักกันระหว่างอนุภาคคอลลอยด์ที่เกิดขึ้นกับอนุภาคคอลลอยด์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย (Sincero and Sincero, 2003)

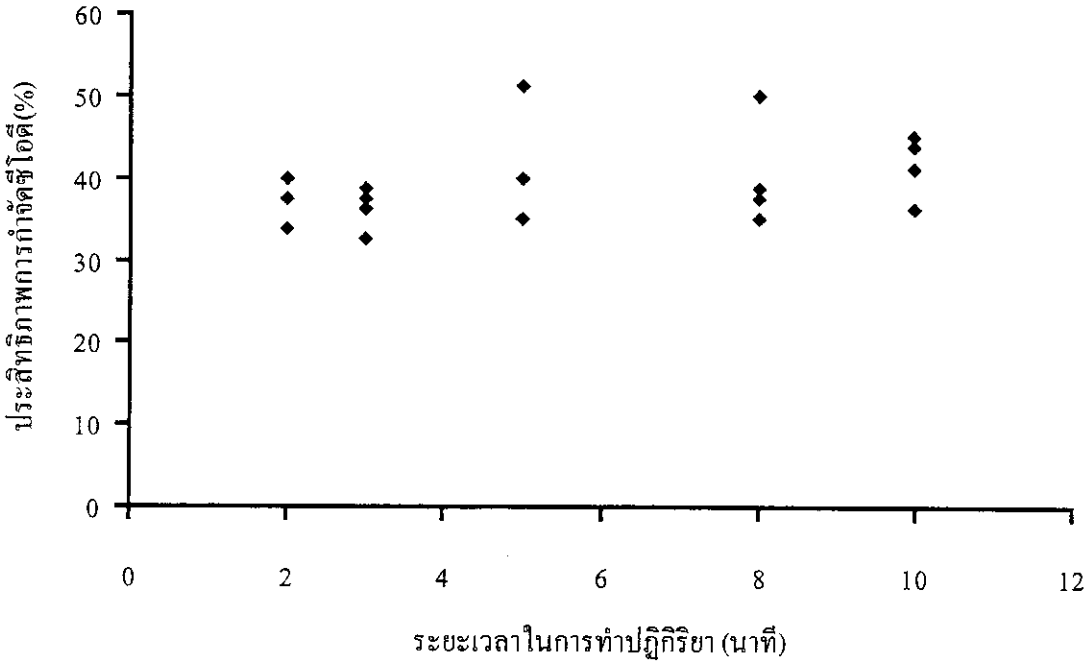
ตารางที่ 4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจน

ความเข้มข้นสารอินทรีย์ไนโตรเจน (mg/L)		ประสิทธิภาพการกำจัด
ก่อนบำบัด	หลังบำบัด	(%)
1,820	1,440	21
1,240	11,30	9
820	740	10

ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งในรูปของซีโอดีทั้งหมด และในรูปซีโอดีที่ละลายน้ำ อยู่ในช่วงร้อยละ 35 ถึง 50 ที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว (Gradient velocity) เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที และใช้ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา (Contact time) ประมาณ 5 นาทีดังแสดงในรูปที่ 4.1 และรูปที่ 4.2 ซึ่งผลการทดลองที่ได้มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีใกล้เคียงกับงานวิจัยที่ได้ศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะจากสถานที่ฝังกลบขยะที่มีอายุมากด้วยวิธีการตกตะกอนทางเคมีด้วยสารส้ม (Diamadopoulos, 1994; Niramon, 1995)



รูปที่ 4.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ค่า pH 3.5 – 4.0 ที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็วต่างๆ



รูปที่ 4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที ที่ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาต่างๆ

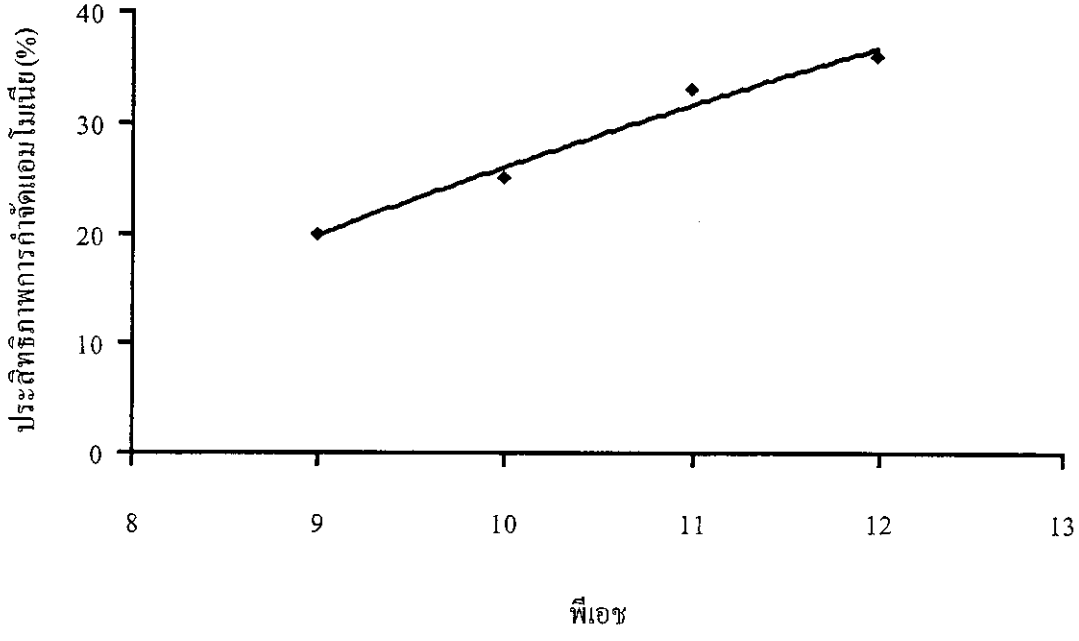
ปริมาณตะกอนนอนก้นในกระบวนการก่อตะกอนในสภาวะกรดเกิดขึ้นประมาณ 70 L/m^3 โดยที่ค่า Capillary Suction Time (CST) ของตะกอนนี้มีค่าประมาณ 30 วินาที ซึ่งค่า CST นี้เป็นค่าหนึ่งที่ใช้สำหรับประเมินคุณสมบัติของเครื่องอัดตะกอนในการแยกน้ำออกจากตะกอน

4.3 การไล่ก๊าซแอมโมเนีย (Ammonia Stripping)

การกำจัดแอมโมเนียในน้ำเสียก่อนที่จะผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพนั้น เพื่อลดความเป็นพิษของแอมโมเนียอิสระต่อแบคทีเรีย นักวิจัยพบว่าแอมโมเนียอิสระเข้มข้นเพียง 0.1 mg/L ก็มีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่ม Nitrifying bacteria (Abeling and Seyfried, 1992; มั่นสิน และ มั่นรักษ์, 2545) อันเนื่องมาจากแอมโมเนียอิสระในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ

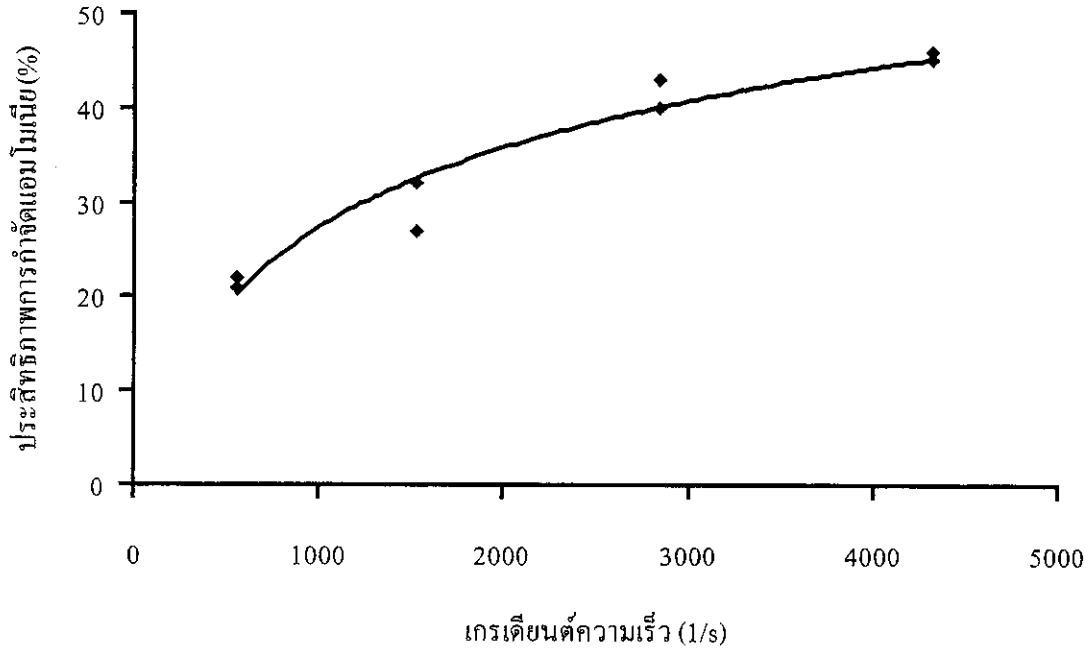
ในการศึกษาผลของพีเอช (pH) ต่อประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซแอมโมเนีย ซึ่งการทดลองนี้ใช้สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ในการปรับค่าพีเอช โดยควบคุมค่าเกรเดียนต์ความเร็ว (Gradient velocity) เท่ากับ 2,850 s^{-1} และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา (Contact time) เท่ากับ 2 ชั่วโมง พบว่าการเพิ่มขึ้นของประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียจะแปรผันตามการเพิ่มค่าพีเอช ดังแสดงในรูปที่ 4.3 ค่าพีเอชเป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้เกิดการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมอิออนเป็นก๊าซแอมโมเนีย (Reeves, 1972; Cheung, *et al.*, 1997) โดยสมดุลเคมีของแอมโมเนียที่เกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์แสดงในสมการที่ 4.1

$$NH_4^+ + OH^- \rightleftharpoons NH_3 + H_2O \qquad (4.1)$$

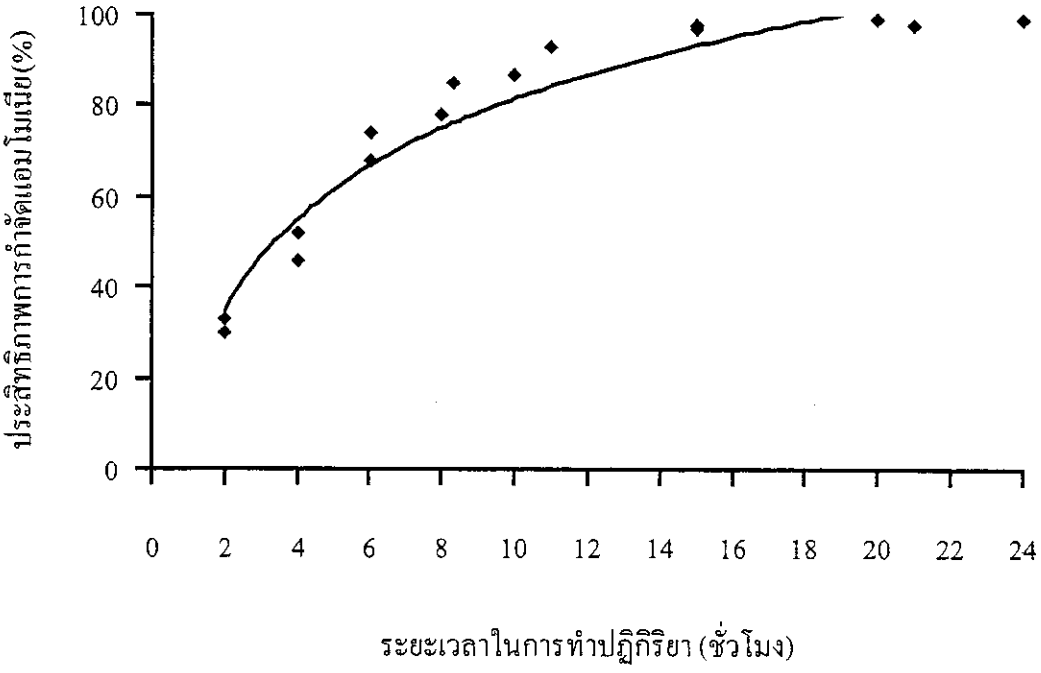


รูปที่ 4.3 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ค่า pH ต่างๆ

นอกจากนี้ค่าเกรเดียนต์ความเร็วและระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียด้วยกระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนีย โดยที่ระยะเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยาประมาณ 12 ชั่วโมงพบว่ามี ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียประมาณร้อยละ 90 ที่ค่าพีเอชในช่วงระหว่าง 11–12 และค่าเกรเดียนต์ความเร็วประมาณ 2,850 ต่อวินาทีดังแสดงในรูปที่ 4.4 และรูปที่ 4.5 ซึ่งเป็นช่วงที่ให้ประสิทธิภาพการกำจัดเป็นน่าพอใจ เนื่องจากทำให้เกิดความเชื่อมั่นว่าไนโตรเจนที่เหลืออยู่ในน้ำเสียหลังการไล่ก๊าซแอมโมเนียนั้น จะไม่เกิดก๊าซแอมโมเนียซึ่งเป็นสารยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย หรือเกิดก๊าซแอมโมเนียน้อยมากในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพในขั้นต่อไป อีกทั้งเป็นการประหยัดการใช้สารเคมีและพลังงาน ทั้งนี้เกิดจากการถ่ายเทมวลแอมโมเนียจากของเหลวสู่บรรยากาศ (Srinath and Loehr, 1974) และการเพิ่มขึ้นของประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียจะแปรผันตามการเพิ่มค่าเกรเดียนต์ความเร็ว ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้เกิดการแพร่กระจายของอากาศเป็นอย่างดี ซึ่งผลการทดลองดังกล่าวสอดคล้องกับผลการศึกษาที่พบว่า ค่าพีเอชและระยะเวลาในการทำปฏิกิริยามีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียด้วยกระบวนการ



รูปที่ 4.4 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ค่า pH 11–12 ที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็วต่างๆ



รูปที่ 4.5 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ค่า pH 11–12 และค่าเกรเดียนต์ความเร็วเท่ากับ 2,850 ต่อวินาที

ไล่ก๊าซแอมโมเนียเช่นกัน แต่ใช้ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาถึง 24 ชั่วโมง เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียที่ใกล้เคียงกัน (Cheung, *et al.*, 1997; Ozturk, *et al.*, 1999; Kabdasli, *et al.*, 2000) นอกจากนี้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียยังขึ้นอยู่กับรูปร่างของถังปฏิกิริยาด้วย คือ สัดส่วนของพื้นที่หน้าตัดต่อปริมาตรน้ำเสีย (A:V ratio) ซึ่งเป็นการเพิ่มโอกาสในการแพร่กระจายของก๊าซแอมโมเนียสู่บรรยากาศมากขึ้น (Smith and Arab, 1988)

บทที่ 5

สรุปผลการทดลอง และข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และแอมโมเนียเป็นปัจจัยหนึ่งที่ควรจะนำมาพิจารณาในการบำบัดน้ำชะขยะ ซึ่งการออกแบบระบบบำบัดควรมีการลดปริมาณอินทรีย์ และลดความเป็นพิษของแอมโมเนียก่อนผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพในขั้นต่อไป ทั้งนี้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และแอมโมเนียขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว และระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยา

จากผลการทดลองพบว่ากระบวนการบำบัดน้ำชะขยะขั้นต้นด้วยกระบวนการก่อตะกอนภายใต้สภาวะกรด มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีในช่วงร้อยละ 35 ถึง 50 ที่ค่าพีเอช 3.5–4.0 ค่าเกรเดียนต์ ความเร็ว 2,850 ต่อวินาที และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาประมาณ 5 นาที ในขณะที่กระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนียมีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 90 ที่ค่าพีเอช 11-12 ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว 2,850 ต่อวินาที และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาประมาณ 12 ชั่วโมง อย่างไรก็ตามน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว ควรที่จะผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียในขั้นต่อไปเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ และไนโตรเจนที่ยังคงเหลืออยู่ก่อนที่จะปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมต่อไป

5.2 ข้อเสนอแนะ

จากการศึกษาและวิจัยเรื่องการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีทางกายภาพเคมีพบว่ามีข้อเสนอแนะดังนี้

1. งานวิจัยนี้สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์ และสารไนโตรเจนสูง และสารประกอบอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก
2. ควรศึกษาวิจัยด้านการกระจายตัวของน้ำหนักโมเลกุลของสารต่างๆในน้ำเสีย (Molecular weight distribution) ก่อนและหลังการบำบัด
3. ควรมีการศึกษาวิจัยในระดับต้นแบบ เพื่อคำนวณค่าใช้จ่ายในการดำเนินการและซ่อมบำรุงรักษา

บรรณานุกรม

กรมควบคุมมลพิษ. (2543). การวิจัยและพัฒนาระบบกำจัดน้ำเสียจากมูลฝอยแบบประหยัดพื้นที่และค่าใช้จ่าย. รายงานหลัก เล่มที่2/3, กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม. ISBN: 9-74-787938-7.

มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์ และ มั่นรักษ์ ตัณฑุลเวศม์ (2545). เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1, โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

Abeling, U., and Seyfried, C.F. (1992). Anaerobic-Aerobic Treatment of High-Strength Ammonium Wastewater-Nitrogen Removal via Nitrite. Water Science and Technology. 26(5-6):1007-1015.

Agamuthu, P. (1999). Characterization of Municipal Solid Waste and Leachate from Selected Landfills in Malaysia. Malaysian Journal of Science. 18: 99-103.

Albers, H., and Kruckeberg, G. (1992). Combination of Aerobic Pre-treatment, Carbon Adsorption and Coagulation. In: Landfill of Waste: Leachate. Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R. Elsevier Science Publishers Ltd., England: ISBN: 1-85-166733-4: 305-312.

Amokrane, A., Comel, C., and Vernon, J. (1997). Landfill Leachates Pre-treatment by Coagulation-Flocculation. Water Research. 31(11): 2775-2782.

Andreottola, G., and Cannas, P. (1992). Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate. In: Landfill of Waste: Leachate. Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R. Elsevier Science Publishers Ltd., England: ISBN: 1-85-166733-4: 65-88.

APHA, AWWA, WPCF. (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition, Washington DC, USA. ISBN 0-87553-235-7.

Avezzu, F., Bissolotti, G., and Collivignarelli, C. (1992). Combination of Wet Oxidation and Activated Sludge Treatment. In: Landfill of Waste: Leachate. Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R. Elsevier Science Publishers Ltd., England: ISBN: 1-85-166733-4: 333-352.

Bjorkman, V.B., and Mavinic, D.S. (1977). Physico-Chemical Treatment of a High Strength Leachate. Proceedings 32nd Annual Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayeete, Indiana, USA: 189-195.

Blakey, N.C., Cossu, R., Maris, P.J., and Mosey, F.E. (1992). Anaerobic Lagoons and UASB Reactors: Laboratory Experiments. In: Landfill of Waste: Leachate. Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R. Elsevier Science Publishers Ltd., England: ISBN: 1-85-166733-4: 245-263.

Boyle, W.C., and Ham, R.K. (1974). Biological Treatability of Landfill Leachate. Journal of Water Pollution Control Federation. 46(5): 860.

Bull, P.S., Evans, J.V., Wechsler, R.M., and Cleland, K.J. (1983). Biological Technology of the Treatment of Leachate from Sanitary Landfills. Water Research. 17(11): 1473-1481.

Cameron, R.D., and Koch, F.A. (1980). Trace Metals and Anaerobic Digestion of Leachate. Journal of Water Pollution Control Federation. 52(2): 282.

Chen, L.A., Carbonell, R.G., and Serad, G.A. (2000). Recovery of Proteins and Other Biological Compounds from Food Processing Wastewaters Using Fibrous Materials and Polyelectrolytes. Water Research. 34(2):510-518.

Cheung, K.C., Chu, L.M., and Wong, M.H. (1997). Ammonia Stripping as a Pre-treatment for Landfill Leachate. Water, Air and Soil Pollution. 94: 209-221.

Chian, E.S.K. and DeWalle, F.B. (1976). Sanitary Landfill Leachjate and Their Treatment. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 102: 411-431.

Chian, E.S.K., and DeWalle, F.B. (1977). Treatment of High Strength Acidic Wastewater with a Completely Mixed Anaerobic Filter. Water Research. 11: 295-304.

Chiang, L.C., Chang, J.E., and Wen, T.C. (1995). Indirect Oxidation Effect in Electrochemical Oxidation Treatment of Landfill Leachate. Water Research. 29(2): 671-678.

Diamadopoulos, E. (1994). Characterization and Treatment of Recirculation-Stabilized Leachate. Water Research. 28(12): 2439-2445.

Dollerer, J., and Wilderer, P.A. (1996). Biological Treatment of Leachates from Hazardous Waste Landfills Using SBBR Technology. Water Science and Technology. 34(7-8): 437-444.

Doyle, J., Watts, S., Solley, D., and Keller, J. (2001). Exceptionally High-rate Nitrification in Sequencing Batch Reactors Treating High Ammonia Landfill Leachate. Water Science and Technology. 43 (3): 315-322.

Dzombak, D.A., Langnese, K.M., Spengel, D.B., and Luthy, R.G. (1990). Comparison of Activated Sludge and RBC Treatment of Leachate from a Solid Waste Landfill. Proceeding of 1990 WPCF National Specialty Conference on water quality Management of Landfills. July 15-18, Chicago, USA: 4-39-4-58.

Ehrig, H.J. (1998). Water and Element Balances of Landfills. Lecture Notes in Earth Sciences, Edited by Baccini, P., Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Farquhar, G.J. (1989). Leachate: Production and Characteristics. Canadian Journal of Civil Engineering. 16: 317-325.

Fettig, J., Stapel, H., Steinert, C., and Geiger, M. (1996). Treatment of Landfill Leachate by Preozonation and Adsorption in Activated Carbon Columns. Water Science and Technology. 34 (9):33–40.

Fisher, M., and Fell, C. (1999). Ammonia Removal from High Strength Leachate Using a Sequencing Batch Reactor. Waste Management. 25-26.

Garcia, H., Rico, J.L., and Garcia, P.A. (1996). Comparison of Anaerobic Treatment of Leachates from an Urban-Solid-Waste Landfill at Ambient Temperature and at 35°C. Bioresource Technology. 58: 273-277.

Gierlich, H., and Kollbach, J. (1998). Treating Landfill Leachate in European Countries. Pollution Engineering International: 10-14.

Graham, D.W. (1981). Biological-Chemical Treatment of Landfill Leachate. Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Canada.

Harmsen, J. (1983). Identification of Organic Compounds in Leachate from a Waste Tip. Water Research .17(6): 699-705.

Henry J. G., Prasad, D., Sidhwa, R., and Hilgerdenaar, M. (1982). Treatment of Landfill Leachate by Anaerobic Filter. Water Pollution Research Journal of Canada. 17: 45-56.

Henry, J.G., Prasad, D., and Young, H. (1987). Removal of Organics from Leachates by Anaerobic Filter. Water Research. 21(11): 1395-1399.

Ho, S., Boyle, W.C., and Ham, R.K. (1974). Chemical treatment of Leachates from Sanitary Landfills. Journal of Water Pollution Control Federation. 46(7), 1776-1791.

Hosomi, M., Matsusige, K., Inamori, Y., Sudo, R., Yamada, K., and Yoshino, Z. (1989). Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Processes for the Treatment of Municipal Landfill Leachate: Removal of Nitrogen and Refractory Organic Compounds. Water Science and Technology. 21: 1651-1654.

Illies, P. (1999). Biological Nitrification and Denitrification of High Ammonia Landfill Leachate Using Pre and Post Treatment Denitrification Systems and Methanol as Supplementary Source of Organic Carbon. Master Thesis, University of British Columbia, Canada.

Jans, J.M., Schroeff, A.V.D and Jaap, A. (1992). Combination of UASB Pre-treatment and Reverse Osmosis. In: Landfill of Waste: Leachate. Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R. Elsevier Science Publishers Ltd., England: ISBN: 1-85-166733-4: 313-321.

Kabdasli, I., Tunay, O., Ozturk, I., Yilmaz, S., and Arikan, O. (2000). Ammonia Removal from Young Landfill Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Air Stripping. Water Science and Technology. 41(10): 237-240.

Keenan, J.D., Steiner, R.L., and Fungaroli, A.A. (1984). Landfill Leachate Treatment. Journal of Water Pollution Control Federation. 56(1): 27-33.

Kennedy K. J., Hamoda M. F., and Guiot S. G. (1988). Anaerobic Treatment of Leachate using Fixed Film and Sludge Bed Systems. Journal of Water Pollution Control Federation. 60:1675-1683.

Kennedy, K., and Lentz, E. (2000). Treatment of Landfill Leachate Using Sequencing Batch and Continuous Flow Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors. Water Research. 34 (14): 3640-3656.

Kettunen, R.H., Hoilijoki, T.H., and Rintala, J.A. (1996). Anaerobic and Sequential Anaerobic-Aerobic Treatment of Municipal Landfill Leachate at Low Temperature. Bioresource Technology. 58(1): 31-40.

Knox, K. (1985). Leachate Treatment with Nitrification of Ammonia. Water Research. 19 (7): 895-904.

Kylefors, K. (1997). Landfill Leachate Management- Short and Long Term Perspectives. Luleå University of Technology, Sweden: ISSN: 1402-1757.

Lema, J.M., Mendez, R., and Blazquez, R. (1988). Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review. Water, Air and Soil Pollution. 40: 223-250

Lin, S.H., and Chang, C.C. (2000). Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method. Water Research. 34(17): 4243-4249.

Marco, A., Esplugas, S., and Saum, G. (1997). How and Why Combine Chemical and Biological Processes for Wastewater Treatment. Water Science and Technology. 35:321-327.

Marttinen, S.K., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Soimasuo, R.M., and Rintala, J.A. (2002). Screening of Physical-Chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates. Chemosphere. 46: 851-858.

Mavinic, D.S. (1998). Leachate Quality: Effects on Treatability. Proceedings of the International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate. 2-4 December, Venice, Italy.

Mendez, R., Lema, J.M., Blazquez, R., Pan, M., and Forjan, C. (1989). Characterization, Digestibility and Anaerobic Treatment of Leachates from Old and Young Landfills. Water Science and Technology. 21: 145-155.

Meyer, J. (1986). Protein Recovery from Poultry Slaughterhouse Effluents. SEPA Wastewater Treatment Ltd.

Millot, N., Granet, C., Wicker, A., Faup, G.M., and Navarro, A. (1987). Application of G.P.C. Processing System to Landfill Leachates. Water Research. 21(6), 709-715.

Nedwell, D., and Reynolds, P. (1996). Treatment of Landfill Leachate by Methanogenic and Sulphate-Reducing Digestion. Water Research. 30(1): 21-28.

Niramon, T. (1995). Treatability of Landfill Leachate by Using SBR Effective Microorganisms. Master Thesis, Asian Institute of Technology, Thailand.

Ozturk, I., Altinbas, M., Arikan, O., Tuyluoglu, B.S., and Basturk, A. (1999). Anaerobic and Chemical Treatability of Young Landfill Leachate. Proceedings of 7th International Waste Management and Landfill Symposium. October 4-8, Cagliari, Italy: 311-318.

Peters, T. (1997). Treatment of Landfill Leachate by Reverse Osmosis. Proceedings Sardinia' 97, 6th International Landfill Symposium, 13-17 October, Cagliari, Italy.

Pohland, F.G., and Harper, S.R. (1985). Critical Reviews and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills. EPA Report Number 600/2-86/073.

Pohland, F.G., and Kim, J.C. (1999). In Situ Anaerobic Treatment of Leachate in Landfill Bioreactors. Water Science and Technology. 40(8): 203 -210.

Qasim, S.R., and Chiang, W. (1994). Sanitary Landfill Leachate- Generation, Control and Treatment. Technomic Publishing Co., Inc. Pennsylvania, USA: ISBN: 1-56-676129-8.

Reeves, T.G. (1972). Nitrogen Removal: A Literature Review. Journal of Water Pollution Control Federation. 44(10): 1895-1908.

Robinson, H.D., and Grantham, G. (1988). The Treatment of Landfill Leachates in On-site Aerated Lagoon Plants: Experience in Britain and Ireland. Water Research. 22(6): 733-747.

Robinson, H.D., and Luo, M.M.H. (1991). Characterization and Treatment of Landfill Leachates from Hong Kong Landfill Sites. Journal of Institute Water and Environmental Management. 5: 326-335.

Robinson, H.D., and Maris, P.J. (1983). The Treatment of Leachates from Domestic Wastes in Landfills–I: Aerobic Biological Treatment of Medium-Strength Leachate. Water Research. 17(11): 1537-1548

Robinson, H.D., and Maris, P.J. (1985). The Treatment of Leachates from Domestic Waste in Landfill Sites. Journal of Water Pollution Control Federation. 57(1): 30-38.

Robinson, H.D., Barr, M.J., and Last, S.D. (1992). Leachate Collection, Treatment and Disposal. Journal of Institute Water and Environmental Management. 6: 321-332.

Schuk, W.W., and James, S.C. (1986). Treatment of Landfill Leachate at Publicly Owned Treatment Works. Waste Management and research. 4: 265-277.

Sincero, A.P. and Sincero, G.A. (2003). Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater. IWA Publishing.

Sivapornpun, V. (2000). Heavy Metals in Landfill Leachate: Options for Reduction and Treatment. Master Thesis, Asian Institute of Technology, Thailand.

Slater, C.S., Ahlert, R.C., and Uchrin, C.G. (1983). Treatment of Landfill Leachates by Reverse Osmosis. Environmental Progress. 2(4): 251-256.

Smith, P.G., and Arab, F.K. (1988). The Role of Air Bubbles in the Desorption of Ammonia from Landfill Leachates in High pH Aerated Lagoon. Water, Air and Soil Pollution. 38:333-343.

Srinath, E.G., and Loehr, R.C. (1974). Ammonia Desorption by Diffused Aeration. Journal of Water Pollution Control Federation. 46(8):1,939-1,957.

Strachan, L.J., Trois, C., Robinson, H.D., and Olufsen, J.S. (2000). Appropriate Biological Treatment of Landfill Leachate with Full Nitrification and Denitrification. Conference Proceedings, WISA 2000. Sun City, South Africa.

Timur, H., and Ozturk, I. (1999). Anaerobic Sequencing Batch Reactor Treatment of Landfill Leachate. Water Research. 33(15): 3225-3230.

Venkatadri, R., and Peters, R.W. (1993). Chemical Oxidation Technologies: Ultraviolet Light/Hydrogenperoxide, Fenton's Reagent and Titanium Dioxide-Assisted Photocatalysis. Hazardrous Waste and Hazardrous Materials. 10(2): 107-149.

Vicevic, G.P.., Top, P.J., and Laughlin, R.G.W. (1992). Aerobic and Anaerobic Fixed Film Biological Reactors. In: Landfill of Waste: Leachate. Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R. Elsevier Science Publishers Ltd., England: ISBN: 1-85-166733-4: 229-243.

Visvanathan, C., Ben Aim, R., and Parameshwaran, K. (2000). Membrane Separation Bioreactors for Wastewater Treatment. Environmental Science and Technology. 30(1): 1-48.

Weber, B., and Holz, F. (1992). Combination of Activated Sludge Pre-treatment and Reverse Osmosis. In: Landfill of Waste: Leachate. Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R. Elsevier Science Publishers Ltd., England: ISBN: 1-85-166733-4: 323-332.

Welander, U., Henrysson, T., and Welander, T. (1998). Biological Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate in Pilot Scale Suspended Carrier Biofilm Process. Water Research. 32(5): 1564-1570.

Wu, Y.C., Hao, O.J., Ou. K.C., and Scholze, R.J. (1988). Treatment of Leachate from a Solid Waste Landfill Site Using a Two-Stage Anaerobic Filter. Biotechnology and Bioengineering. 31: 257-266.

Yalmaz, G., and Öztürk, I. (2001). Biological Ammonia Removal from Anaerobically Pre-treated Landfill Leachate in Sequencing Batch Reactors (SBR). Water Science and Technology. 43 (3): 307-314

Zaloum, R., and Abbott, M. (1997). Anaerobic Pretreatment Improves Single Sequencing Batch Reactor Treatment of Landfill Leachates. Water Science and Technology. 35(1), 207-214.

ภาคผนวก ก

ตารางที่ ก.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่ค่าพีเอช 3.5 - 4.0

ระเวลาในการทำปฏิกิริยา (นาที)	ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว (1/วินาที)			
	560	1530	2850	4330
2	40.0	33.8	28.5	37.5
3	38.8	36.3	37.5	32.5
5	40.0	51.3	35.0	28.5
8	50.0	35.0	38.8	37.5
10	45.0	41.3	43.8	36.3

หมายเหตุ: ซีโอดีทั้งหมดเริ่มต้น 4,200 - 5,000 mg/L

ตารางที่ ก.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ละลายน้ำที่ค่าพีเอช 3.5 - 4.0

ระเวลาในการทำปฏิกิริยา (นาที)	ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว (1/วินาที)			
	560	1530	2850	4330
2	28.5	31.3	37.5	43.8
3	40.5	37.5	37.5	37.5
5	31.3	50.0	43.8	37.5
8	37.5	43.8	50.0	31.3
10	37.5	37.5	31.3	43.8

หมายเหตุ: ซีโอดีที่ละลายน้ำเริ่มต้น 3,400 - 4,100 mg/L

ตารางที่ ก.3 ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซแอมโมเนียที่พีเอช 11 - 12 และค่าเกรเดียนต์ความเร็ว 2,850 ต่อวินาที

ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซแอมโมเนีย (%)	
	ครั้งที่ 1 *	ครั้งที่ 2 **
2	30	33
4	46	52
6	68	74
8	78	85
10	87	93
15	98	97
20	99	98
24	99	99

หมายเหตุ: * ความเข้มข้นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนเริ่มต้น 1,570 mg/L

** ความเข้มข้นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนเริ่มต้น 710 mg/L

ภาคผนวก ข

09R2-11

การบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีทางกายภาพเคมี

Leachate Treatment by Physico-chemical Techniques

บุญชัย วิจิตรเสถียร*

Boonchai Wichitsathian*

Received 29 December 2005 ; received in revised form 21 February 2006 ; accepted 23 February 2006

บทคัดย่อ

การศึกษานี้ได้ดำเนินการศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีทางกายภาพเคมี ประกอบด้วยสองขั้นตอนหลักคือ การก่อตะกอนในสภาวะกรด และการไล่ก๊าซแอมโมเนียโดยมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาหาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะ ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งในรูปซีโอดีทั้งหมด และในรูปของซีโอดีที่ละลายน้ำ อยู่ในช่วงร้อยละ 35 ถึง 50 ที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที และค่าพีเอชในช่วง 3.5–4.0 สำหรับการกำจัดแอมโมเนียด้วยกระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนีย พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียประมาณร้อยละ 90 ที่ค่าพีเอชในช่วงระหว่าง 11–12 และค่าเกรเดียนต์ความเร็ว เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที โดยใช้ระยะเวลาทำปฏิกิริยาประมาณ 12 ชั่วโมง

คำสำคัญ : น้ำชะขยะ; กระบวนการทางกายภาพเคมี; การก่อตะกอนในสภาวะกรด; การไล่ก๊าซแอมโมเนีย

Abstract

This study was conducted to investigate the applicability of physico-chemical processes, known as acid coagulation and ammonia stripping. They were found to achieve removal efficiencies of organic compounds and nitrogen in leachate. Results shown that total COD and filtrated COD removal efficiency were between 35% and 50% at velocity gradient (G) 2,850 s^{-1} with pH between 3.5 and 4.0. Percentage of ammonia removal efficiency was approximately 90% at G 2,850 s^{-1} with pH between 11 and 12 for contact time of 12 hours.

Keywords : leachate; physico-chemical processes; acid-coagulation; ammonia stripping

*สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา 30000; โทรศัพท์ / โทรสาร : 0-4422-4451, e-mail : boonchai@sut.ac.th

คำนำ

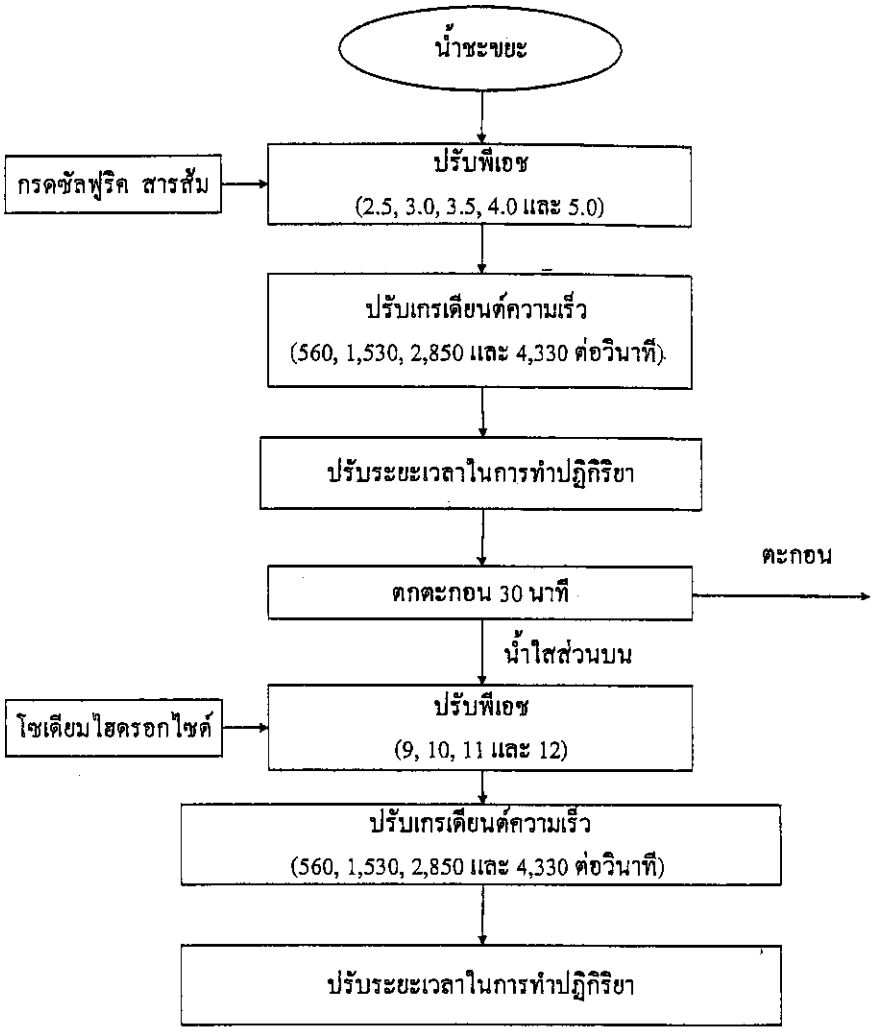
ในปัจจุบันขยะมูลฝอยที่เกิดขึ้นในชุมชนเทศบาลทั่วประเทศมีปริมาณวันละไม่น้อยกว่า 11,000 ตัน โดยวิธีการกำจัดที่ปฏิบัติกันอยู่โดยส่วนใหญ่จะใช้วิธีการกองบนพื้น หรือทิ้งลงในบ่อที่ขุดไว้โดยมิได้มีการกลบทับด้วยดินเหนียว มีเพียงชุมชนบางแห่งเท่านั้นที่กำจัดขยะมูลฝอยโดยการฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล การกำจัดขยะมูลฝอยด้วยการกองบนพื้นหรือการฝังกลบที่ดำเนินกันอยู่ในปัจจุบันนี้ ก่อให้เกิดปัญหาด้านการจัดการน้ำเสียจากน้ำชะขยะ (Leachate) โดยส่วนใหญ่ยังไม่มีระบบบำบัดน้ำเสีย หรือมีการใช้บ่อผึ่งในการบำบัดน้ำเสีย หรือมีการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ [1] น้ำเสียจากการฝังกลบหรือจากการกองบนพื้น ที่เกิดขึ้นมีค่าความสกปรกสูงมาก อีกทั้งปริมาณและลักษณะของน้ำเสียไม่แน่นอน ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายอย่างเช่น อายุของหลุมฝังกลบ องค์ประกอบของขยะ สภาพภูมิอากาศ และสภาพภูมิประเทศ เป็นต้น

น้ำชะขยะ (Leachate) ประกอบด้วยสารประกอบอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย (Easily Biodegradable Organic Substances) และสารประกอบอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก (Refractory Organic Substances) ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจะมีประสิทธิภาพการกำจัดได้ดีเฉพาะสารประกอบอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย และจะมีประสิทธิภาพการกำจัดลดลงเมื่อน้ำเสียมีส่วนประกอบสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากสูงขึ้น และสารที่เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ ซึ่งอาจจะยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ [2] ดังนั้นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีกายภาพจึงถูกนำมาใช้เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ และ/หรือลดปริมาณอินทรียสาร (Organic Load) และลดความเป็นพิษ (Toxicity) ซึ่งมีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ ก่อนผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพในขั้นต่อไป [3, 4]

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้วิธีการบำบัดน้ำเสียทางเคมีกายภาพในขั้นต้นสำหรับบำบัดน้ำชะขยะ และเพื่อกำหนดปัจจัยที่จำเป็นและเกี่ยวข้องกับการบำบัดน้ำชะขยะในระดับห้องปฏิบัติการ

อุปกรณ์และวิธีการ

กระบวนการบำบัดน้ำชะขยะทางกายภาพเคมีที่ใช้ในงานวิจัยนี้ประกอบด้วยสองขั้นตอนหลักคือ การก่อตะกอนในสภาวะกรด และการไล่ก๊าซแอมโมเนีย ดังแสดงในรูปที่ 1 ถังปฏิกิริยาที่ใช้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.20 เมตร สูง 0.35 เมตร ในแต่ละการทดลองใช้ปริมาตรน้ำชะขยะ 2 ลิตร สารเคมีที่ใช้ในการปรับพีเอชในขั้นตอนการก่อตะกอนในสภาวะกรดเตรียมจากกรดซัลฟูริคเข้มข้น (Conc. H_2SO_4) และสารส้ม ($Al_2(SO_4)_3$) เพื่อปรับพีเอชให้อยู่ในช่วงระหว่าง 2.5 ถึง 5.0 และประเมินสภาวะที่เหมาะสมในการก่อตะกอนในรูปของค่าเกรเดียนต์ความเร็ว และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา หลังจากนั้นปล่อยให้ตกตะกอนเป็นเวลา 30 นาที นำน้ำส่วนใสมาวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำเสียในรูปของซีโอดี นอกจากนี้นำน้ำส่วนใสไปกำจัดแอมโมเนียโดยการเติมสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ เพื่อปรับพีเอชให้อยู่ในช่วงระหว่าง 9.0 ถึง 12.0 เพื่อประเมินสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดแอมโมเนียโดยพิจารณาในรูปของค่าเกรเดียนต์ความเร็ว และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา หลังจากนั้นปล่อยให้ตกตะกอนเป็นเวลา 30 นาที นำน้ำส่วนใสมาวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำเสียในรูปของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน (NH_3-N) โดยวิธีการวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำเสียตามวิธีมาตรฐาน [5]



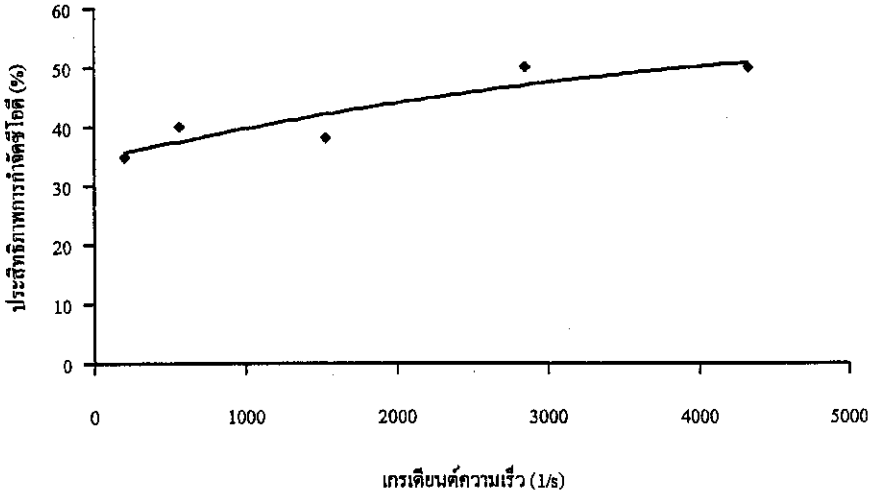
รูปที่ 1 ขั้นตอนกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ

ผลการทดลองและวิจารณ์

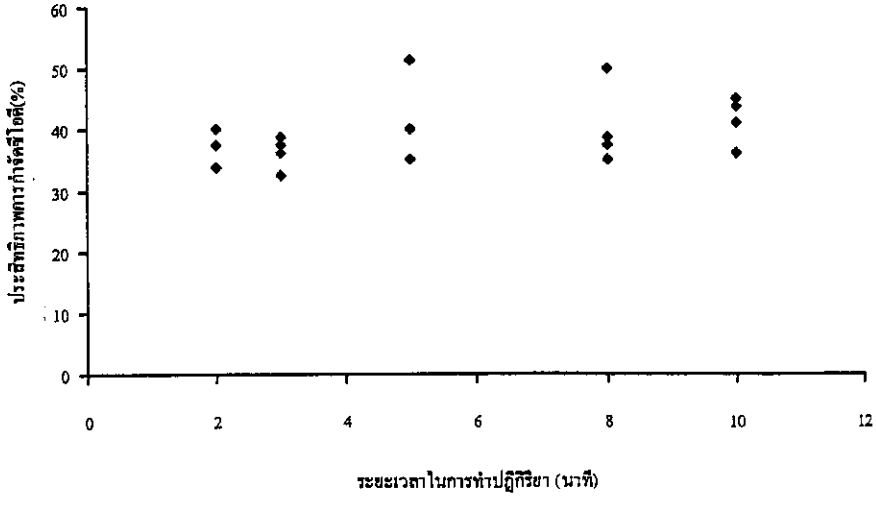
การก่อตะกอนในสภาวะกรด (Acid Coagulation)

น้ำชะขยะที่นำมาศึกษาในครั้งนี้ ใช้ตัวอย่างน้ำชะขยะจากสถานที่ฝังกลบขยะแบบพื้นที่เทกองเปิด (Open Dump) แห่งหนึ่งในจังหวัดนครราชสีมา มีความสกปรกในรูปของซีโอดี 4,000-6,000 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนีย-ไนโตรเจน 640-1,550 มิลลิกรัมต่อลิตร และทีเคเอ็น 820-1,800 มิลลิกรัมต่อลิตร การศึกษาหาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดความสกปรกด้วยวิธีการก่อและตกตะกอนในสภาวะกรด พบว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 3.5 ถึง 4.0 ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีสูงสุด ซึ่งเกิดจากการก่อตะกอนของโปรตีนอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย และการลอยตัวขึ้นสู่ผิวน้ำด้วยฟองอากาศของสารแขวนลอยในน้ำเสีย สังเกตุจากลักษณะและการรวมตัวของตะกอน เมื่อค่าพีเอชสูงขึ้นประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ลดลง ซึ่งมีสาเหตุมาจากความมีเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์ที่เกิดขึ้นในระหว่างการเกิดปฏิกิริยา ทำให้เกิดแรงผลักกันระหว่างอนุภาคคอลลอยด์ที่เกิดขึ้นกับอนุภาคคอลลอยด์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย [6]

ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งในรูปของซีโอดีทั้งหมด และในรูปซีโอดีที่ละลายน้ำ อยู่ในช่วงร้อยละ 35 ถึง 50 ที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็วเท่ากับ 2,850 ต่อวินาที และใช้ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาประมาณ 5 นาที ดังแสดงในรูปที่ 2 ซึ่งผลการทดลองที่ได้มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีใกล้เคียงกับงานวิจัยที่ได้ศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะจากสถานที่ฝังกลบขยะที่มีอายุมากด้วยวิธีการตกตะกอนทางเคมีด้วยสารส้ม [7, 8]



(ก)



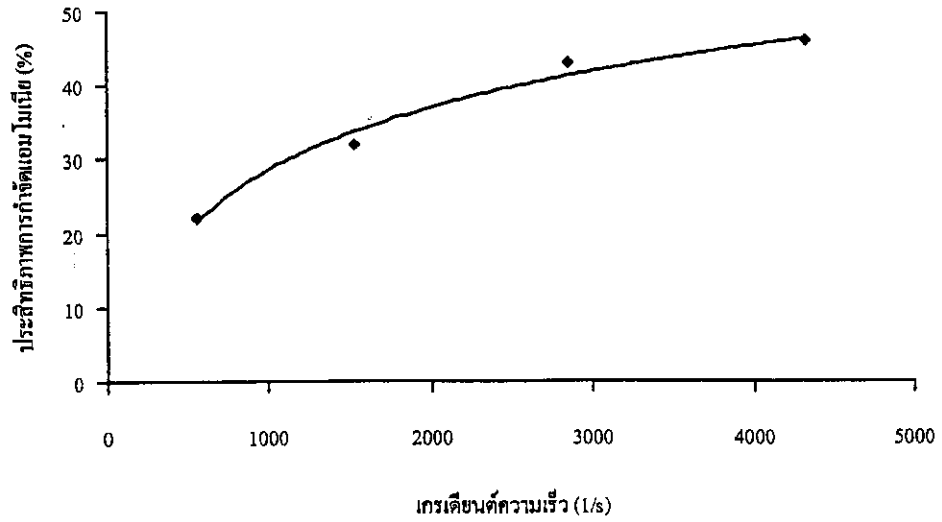
(ข)

รูปที่ 2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ก) ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว (ข) ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา ที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที

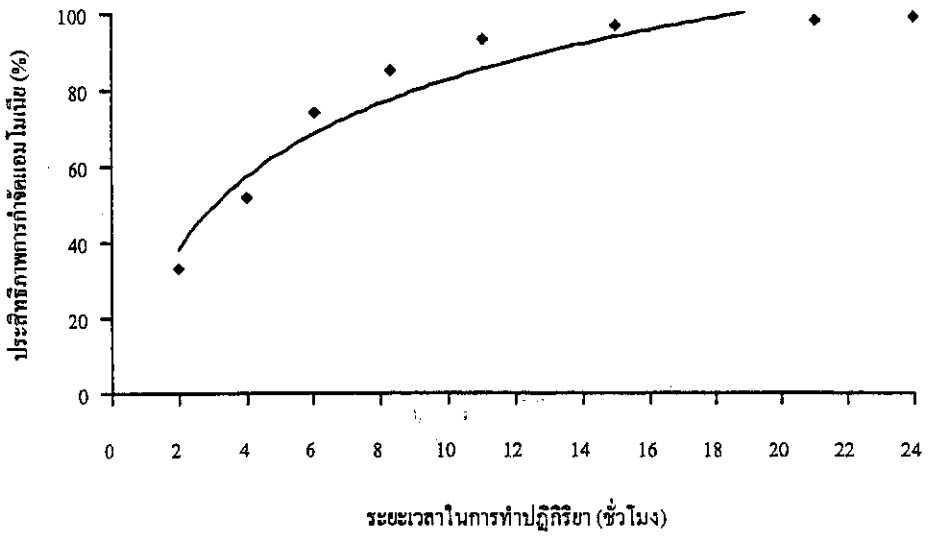
การกำจัดแอมโมเนีย (Ammonia Stripping)

จากการศึกษาพบว่าค่าพีเอช ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยามีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียด้วยกระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนีย โดยที่ระยะเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยาประมาณ 12 ชั่วโมงพบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียประมาณร้อยละ 90 ที่ค่าพีเอชในช่วงระหว่าง 11–12 และค่าเกรเดียนต์ความเร็วประมาณ 2,850 ต่อวินาที ซึ่งเป็นช่วงที่ให้ประสิทธิภาพการกำจัดเป็นน่าพอใจ เนื่องจากทำให้เกิดความเชื่อมั่นว่าไนโตรเจนที่เหลืออยู่ในน้ำเสียหลังการไล่ก๊าซแอมโมเนียนั้น จะไม่เกิดก๊าซแอมโมเนียซึ่งเป็นสารยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย หรือเกิดก๊าซแอมโมเนียน้อยมากในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพในขั้นต่อไป อีกทั้งเป็นการประหยัดการใช้สารเคมีและพลังงานดังแสดงในรูปที่ 3 ทั้งนี้เกิดจากการถ่ายเทมวลแอมโมเนียจากของเหลวสู่บรรยากาศ [9] และการเพิ่มขึ้นของประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียจะแปรผันตามการเพิ่มค่าเกรเดียนต์ความเร็ว และค่าพีเอช ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้เกิดการแพร่กระจายของอากาศเป็นอย่างดี และสมดุลเคมีของแอมโมเนียที่เกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ดังสมการที่ 1 ซึ่งผลการทดลองดังกล่าวสอดคล้องกับผลการศึกษาที่พบว่าค่าพีเอชและระยะเวลาในการทำปฏิกิริยามีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียด้วยกระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนียเช่นกัน แต่ใช้ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาถึง 24 ชั่วโมงเพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียที่ใกล้เคียงกัน [10, 11, 12] นอกจากนี้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียยังขึ้นอยู่กับรูปร่างของถังปฏิกิริยาด้วยคือสัดส่วนของพื้นที่หน้าตัดต่อปริมาตรน้ำเสีย (A:V ratio) ซึ่งเป็นการเพิ่มโอกาสในการแพร่กระจายของก๊าซแอมโมเนียสู่บรรยากาศมากขึ้น [13]

$$NH_4^+ + OH^- \rightleftharpoons NH_3 + H_2O \qquad (1)$$



(ก)



(ข)

รูปที่ 3 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน (ก) ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว (ข) ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาที่ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว เท่ากับ 2,850 ต่อวินาที

สรุป

ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และแอมโมเนียเป็นปัจจัยหนึ่งที่ควรจะนำมาพิจารณาในการบำบัดน้ำชะขยะ ซึ่งการออกแบบระบบบำบัดควรมีการลดปริมาณอินทรีย์ และลดความเป็นพิษของแอมโมเนียก่อนผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพในขั้นต่อไป ทั้งนี้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และแอมโมเนียขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว และระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยา

จากผลการทดลองพบว่ากระบวนการบำบัดน้ำชะขยะขั้นต้นด้วยกระบวนการก่อตะกอนภายใต้สภาวะกรด มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีในช่วงร้อยละ 35 ถึง 50 ที่ค่าพีเอช 3.5–4.0 ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว 2,850 ต่อวินาที และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาประมาณ 5 นาที ในขณะที่กระบวนการไล่ก๊าซแอมโมเนียมีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 90 ที่ค่าพีเอช 11-12 ค่าเกรเดียนต์ความเร็ว 2,850 ต่อวินาที และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาประมาณ 12 ชั่วโมง อย่างไรก็ตามน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว ควรที่จะผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียในขั้นต่อไปเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ และไนโตรเจนที่ยังคงเหลืออยู่ก่อนที่จะปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมต่อไป

เอกสารอ้างอิง

[1] กรมควบคุมมลพิษ, 2543. **การวิจัยและพัฒนาระบบกำจัดน้ำเสียจากมูลฝอยแบบประหยัดพื้นที่และค่าใช้จ่าย.** รายงานหลัก เล่มที่2/3, กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม. ISBN: 9-74-787938-7.

[2] Marco, A., Esplugas, S., and Saum, G., 1997. **How and Why Combine Chemical and Biological Processes for Wastewater Treatment.** Water Science and Technology, 35, 321-327.

[3] Millot, N., Granet, C., Wicker, A., Faup, G.M., and Navarro, A., 1987. **Application of G.P.C. Processing System to Landfill Leachates.** Water Research, 21(6), 709-715.

[4] Chiang, L.C., Chang, J.E., and Wen, T.C., 1995. **Indirect Oxidation Effect in Electrochemical Oxidation Treatment of Landfill Leachate.** Water Research, 29(2), 671-678.

[5] APHA, AWWA, and WEF., 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20th Edition, Washington DC, USA.

[6] Sincero, A.P. and Sincero, G.A., 2003. **Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater.** IWA Publishing.

[7] Diamadopoulos, E., 1994. **Characterization and Treatment of Recirculation-Stabilized Leachate.** Water Research, 28(12), 2439-2445.

[8] Niramon, T., 1995. **Treatability of Landfill Leachate by Using SBR Effective Microorganisms.** AIT thesis, EV 95-26, Thailand.

[9] Srinath, E.G., and Loehr, R.C., 1974. **Ammonia Desorption by Diffused Aeration.** Journal of Water Pollution Control Federation, 46(8), 1,939-1,957.

[10] Cheung, K.C., Chu, L.M., and Wong, M.H., 1997. **Ammonia Stripping as a Pretreatment for Landfill Leachate.** Water, Air, and Soil Pollution, 94, 209-221.

[11] Ozturk, I., Altinbas, M., Arikan, O., Tuyluoglu, B.S., and Basturk, A., 1999. **Anaerobic and Chemical Treatability of Young Landfill Leachate.** Proceedings of 7th International Waste Management and Landfill Symposium, October 4-8, Cagliari, Italy: 311-318.

[12] Kabdasli, I., Tunay, O., Ozturk, I., Yilmaz, S., and Arikan, O., 2000. **Ammonia Removal from Young Landfill Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Air Stripping.** Water Science and Technology, 41(10), 237-240.

[13] Smith, P.G., and Arab, F.K., 1988. **The Role of Air Bubbles in the Desorption of Ammonia from Landfill Leachates in High pH Aerated Lagoon.** Water, Air and Soil Pollution, 38, 333-343.

ประวัติผู้วิจัย

ชื่อ - นามสกุล ดร. บุญชัย วิจิตรเสถียร

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000

E-mail: boonchai@sut.ac.th

ประวัติการศึกษา

- D.Tech.Sc. (Environmental Engineering), Asian Institute of Technology, Thailand.
- M.Sc. (Environmental Technology), King Mongkut's Institute of Technology Thonburi, Thailand.
- B.Sc. (Industrial Chemistry), King Mongkut's Institute of Technology Thonburi, Thailand.